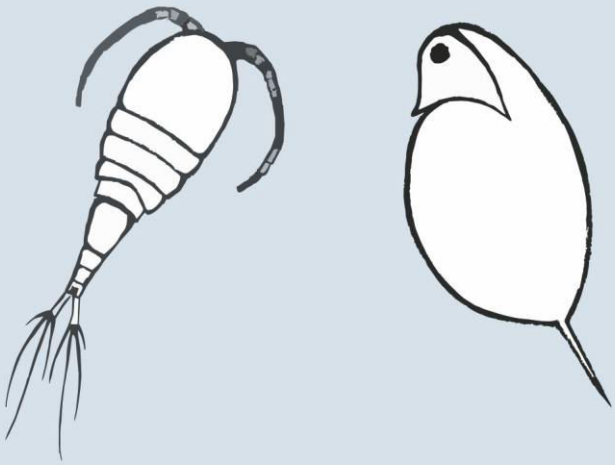
Karina Battes

Ecologia microcrustaceelor planctonice (Crustacea: Cladocera, Copepoda) din bazine acvatice naturale (Lacul Ştiucii) şi artificiale (Iazul Ţaga Mare)



Presa Universitară Clujeană

Karina Battes

Ecologia microcrustaceelor planctonice (Crustacea: Cladocera, Copepoda) din bazine acvatice naturale (Lacul Ştiucii) şi artificiale (Iazul Ţaga Mare)

Studiul structurii, dinamicii şi biomasei comunităţii de crustacee zooplanctonice cu accent pe speciile comune

Lucrarea reprezintă varianta publicată a tezei de doctorat cu titlul: „*Studiul structurii, dinamicii şi biomasei comunităţii de crustacee zooplanctonice, cu accent pe speciile comune din Lacul Ştiucii, Rezervaţie Naturală, judeţul Cluj*" susţinută de autoare în anul 2010, la Facultatea de Biologie şi Geologie, Universitatea "Babeş-Bolyai" Cluj-Napoca, coordonator ştiinţific: prof. univ. dr. Péterfi Leontin Ştefan, membru corespondent al Academiei Române.

Referenţi ştiinţifici:

Prof. univ. dr. Rákosy László

Conf. univ. dr. Momeu Laura

ISBN 978-606-37-0322-5

© 2018 Autoarea volumului. Toate drepturile rezervate. Reproducerea integrală sau parţială a textului, prin orice mijloace, fără acordul autoarei, este interzisă şi se pedepseşte conform legii.

Universitatea Babeş-Bolyai
Presa Universitară Clujeană
Director: Codruţa Săcelean
Str. Haşdeu nr. 51
400371 Cluj-Napoca, România
Tel./fax: (+40)-264-597.401
E-mail: editura@editura.ubbcluj.ro
http://www.editura.ubbcluj.ro/

Karina Battes

Ecologia microcrustaceelor planctonice (Crustacea: Cladocera, Copepoda) din bazine acvatice naturale (Lacul Ştiucii) şi artificiale (Iazul Ţaga Mare)

Studiul structurii, dinamicii şi biomasei comunităţii de crustacee zooplanctonice cu accent pe speciile comune

Presa Universitară Clujeană

2018

~ CUPRINS ~

Introducere..... 7

1. Caracterizarea zonei investigate..... 9

2. Locul şi rolul microcrustaceelor planctonice în ecosistemele de tip lentic..... 22
2.1. Scurt istoric al cercetărilor specifice temei de studiu..... 22
2.2. Importanţa zooplanctonului în ecosistemele lentice..... 27
2.3. Principalele grupe de organisme zooplanctonice..... 29
2.4. Dinamica sezonieră şi ciclul de viaţă la organismele zooplanctonice..... 34
2.5. Factorii abiotici şi biotici cu influenţă asupra zooplanctonului..... 45
2.6. Microrustaceele planctonice în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor lentice..... 66

3. Material şi metode..... 75

4. Parametrii fizico-chimici măsuraţi în bazinele acvatice studiate..... 87

5. Compoziţia calitativă a comunităţilor de microcrustacee planctonice..... 107

6. Dinamica densităţii şi biomasei microcrustaceelor planctonice..... 133

7. Estimarea preferinţelor pentru microcrustaceele planctonice la populaţiile de peşti din Lacul Ştiucii..... 168

8. Microcrustaceele planctonice ca indicatori ai saprobităţii şi troficităţii bazinelor acvatice studiate..... 179

9. Concluzii..... 183

10. Bibliografie..... 187

INTRODUCERE

Într-un ecosistem lentic, ce apare ca un adevărat microcosmos, ca o lume în miniatură formată din compartimente bine evidenţiate legate unele de altele printr-o reţea complicată, orice factor perturbator cu acţiune asupra unei singure specii va afecta, mai devreme sau mai tîrziu, întregul ansamblu. Zooplanctonul, prin structura şi funcţiile sale, este indispensabil desfăşurării normale şi eficiente a circuitului materiei şi energiei într-un bazin acvatic de tip lentic. Cuprinzînd grupuri taxonomice diverse, cu cerinţe şi valenţe diferite, zooplanctonul reprezintă într-adevăr veriga de legătură între toate celelalte compartimente ale ecositemelor lentice, asigurîndu-le supravieţuirea şi autosusţinerea.

Acesta este motivul pentru care una din componentele zooplanctonului, aceea a microcrustaceelor, a fost aleasă pentru studiu în teza mea de doctorat, ce este concretizată în lucrarea de faţă.

Lacul Ştiucii a fost declarat Rezervaţie Naturală încă din anul 1966, statutul său fiind reconfirmat în 1974 iar suprafaţa iniţială propusă pentru conservare fiind ulterior extinsă în 1994 şi 2004. Lacul Ştiucii este din 2001 inclus în reţeaua EMERALD şi mai mult, este una dintre Ariile de Importanţă Avifaunistică (A.I.A.). Din 2011 Lacul Ştiucii este inclus în următoarele situri Natura 2000: ROSPA0104 Valea Fizeşului-Sic-Lacul Ştiucilor şi ROSCI0099 Lacul Ştiucilor-Sic-Puini-Valea Legiilor, a căror custozi sunt **Asociaţia Educaţional Ecologică ECOTRANSILVANIA** şi **Asociaţia ECOCHOICE.** Aceste organizaţii mai au în custodie rezervaţiile naturale Lacul Ştiucilor, Stufărişurile de la Sic, Pădurea Ciucaşului şi Valea Legiilor**.**

Motivele care au stat la baza declarării ariei protejate au fost reprezentate de cele trei „recorduri" remarcabile pentru regiunea în care se află: în primul rînd, după unii autori, este cel mai adînc lac dulce natural din interiorul ţării; în al doilea rînd reprezintă unul din puţinele lacuri naturale din Transilvania asupra căruia influenţele umane nu şi-au pus amprenta în mod semnificativ; şi în fine, este singurul lac interior din Cîmpia Transilvaniei pe care se dezvoltă plauri (formaţiuni de stuf plutitor), la fel ca în Delta Dunării. Pe de altă parte, iazul piscicol Ţaga Mare face parte din salba de bazine artificiale create pentru creşterea intensivă a peştelui.

Obţinerea unui grant TD finanţat de CNCSIS (nr. 155/2003-2005) mi-a oferit posibilitatea de a include studiul comunităţii de microcrustacee planctonice din Lacul Ştiucii, ce a reprezentat subiectul punctual al tezei mele de doctorat, într-un cadru mai amplu, ce a presupus compararea structurii şi funcţionării comunităţii specifice acestui lac natural cu cea din iazul piscicol Ţaga Mare, care face parte din salba de amenajări de pe cursul principal al rîului Fizeş.

Pe parcursul realizării lucrării de doctorat, de la faza de idee pînă la cea terminală concretizată în paginile ce urmează, am resimţit un sprijin nemijlocit din partea celor cărora se cuvine să le adresez mulţumirile mele sincere: domnului prof. dr. Claudiu Tudorancea, doamnei conf. dr. Laura Momeu, domnului prof. univ. dr. Leontin Ştefan Péterfi, dragilor mei prieteni şi colegi de suferinţă: Mirela Cîmpean, Claudia Pavelescu, Levi Nagy, Daniel Ţura, Anca Avram-Timar, Mugur Bogătean, Ionuţ Stoica, Leo Modan, Istvan Zsok, Radu Sălcudean, Ioana Meleg, Alin David. Nu în ultimul rînd mulţumirile mele merg către părinţi, pentru suportul lor constant şi asiduu, fără de care, cu siguranţă, această lucrare nu ar fi ajuns să fie terminată. De fapt lor le este dedicată, cu totul, munca mea.

1. CARACTERIZAREA ZONEI INVESTIGATE

Cîmpia Fizeşului

Localizarea geografică: Bazinului Fizeşului (afluent al Someşului Mic) se suprapune Cîmpiei Fizeşului, cea mai extinsă subdiviziune a Cîmpiei Transilvaniei, avînd o denumire oarecum improprie pentru acest ţinut deluros (Floca şi colab., 1998). Acest bazin hidrografic include atît cursul principal al rîului cît şi afluenţii acestuia, alături de numeroase bazine lacustre naturale şi artificiale (fig. 1).

Relieful şi solurile: Relieful de pe teritoriul Cîmpiei Fizeşului se prezintă sub forma unei asociaţii de dealuri, culmi joase şi prelungi, în alternanţă cu văi largi. Alunecările de teren sunt principalele forme de relief la microscară, ele apărînd sub diferite forme. Factorii pedogenetici specifici Cîmpiei Fizeşului au condus la formarea unui înveliş de soluri heterogen, în ansamblu putîndu-se vorbi despre molisoluri, argiluvisoluri şi cambisoluri, precum şi despre o serie de soluri intrazonale din care fac parte solurile hidromorfe, halomorfe şi cele neevoluate (Mac şi colab., 1987). În luncile pîrîurilor sunt răspîndite solurile aluviale şi hidromorfe, rezultat al unui surplus de apă, care provine fie din precipitaţii, fie din pînza freatică. Dintre solurile hidromorfe, cele mai răspîndite sunt lăcoviştile – acestea apar în luncile principalelor rîuri şi solurile negre de fineaţă, cu apariţii pe versanţii cu pantă mică sau suprafeţe plane, în spatele valurilor de alunecare, al căror substrat este predominant din argile, fapt ce favorizează o stagnare mai îndelungată a apei provenită din precipitaţii (Mac şi colab., 1987). Prezenţa sării a determinat apariţia, în unele sectoare, a solurilor specifice: cum ar fi solonceacurile – Sic, Lacul Ştiucii şi Valea Sărată,

prezente însă pe suprafeţe restrînse. Pe fronturile de cuestă predomină solurile erodate (regosoluri şi erodisoluri) (Mac şi colab., 1987).

Clima din bazinul Fizeşului: În ansamblul ei, Cîmpia Transilvaniei are trăsăturile unui climat temperat de tranziţie, avînd în acelaşi timp şi caracterul unui climat de deal, influenţat de doi factori majori: poziţia altimetrică şi aşezarea în estul (în „umbra") Munţilor Apuseni (Schreiber şi colab. (red.), 2003). Vînturile: bat predominant din sectorul vestic (nord-vestic şi sud-vestic) cu viteze medii de 2 – 4 m/s. Temperatura medie anuală se menţine între 7 şi 8°C în partea nordică mai înaltă a arealului, în timp ce în partea de sud, mai joasă, ea ajunge la 8,5, chiar 9°C. Sub influenţa bazinelor acvatice, temperaturile din sezonul cald se diminuează, atît din cauza inerţiei termice a maselor de apă cît şi din cauza frecvenţei mai mari a ceţei. Temperaturile medii ale lunii celei mai reci (ianuarie) sunt cuprinse între -3 şi -4°C, iar temperatura aerului din luna iulie, cea mai caldă, înregistrează valori medii de 16-18°C, rezultînd astfel o amplitudine medie de 20-21°C care subliniază caracterul de tranziţie a climatului, ce încă nu a ajuns la un grad avansat de continentalism.

Cantitatea medie anuală a precipitaţiilor din Cîmpia Fizeşului se menţine, în general, între 500 şi 650 mm, în nordul regiunii fiind mai mare, de peste 550 mm, în timp ce în sud ea scade la sub 550 şi chiar 500 mm. Se remarcă în ultimele decenii şi în special după 1985 o tendinţă de scădere a cantităţilor medii a precipitaţiilor, o aridizare a climei cu efecte asupra nivelurilor bazinelor acvatice, a vegetaţiei etc. (Schreiber şi colab. (red.), 2003). Conform datelor preluate de la postul meteo Fizeşu Gherlii pentru perioada mai 2003 - iulie 2005, post situat la aproximativ 9 km de Lacul Ştiucii şi la aproximativ 13 km de Iazul Ţaga Mare, volumul precipitaţiilor anuale variază în jurul valorii de 700 mm (de exemplu pe anul 2004 a fost de 768,4 mm) (fig. 2). Cantităţi importante de precipitaţii au căzut în luna iulie în cei trei ani analizaţi (2003,

2004 şi 2005), depăşind 100 mm (date obţinute de la Administraţia Naţională Apele Române, Direcţia Apelor Someş-Tisa, DAST, Cluj-Napoca) (fig. 2).

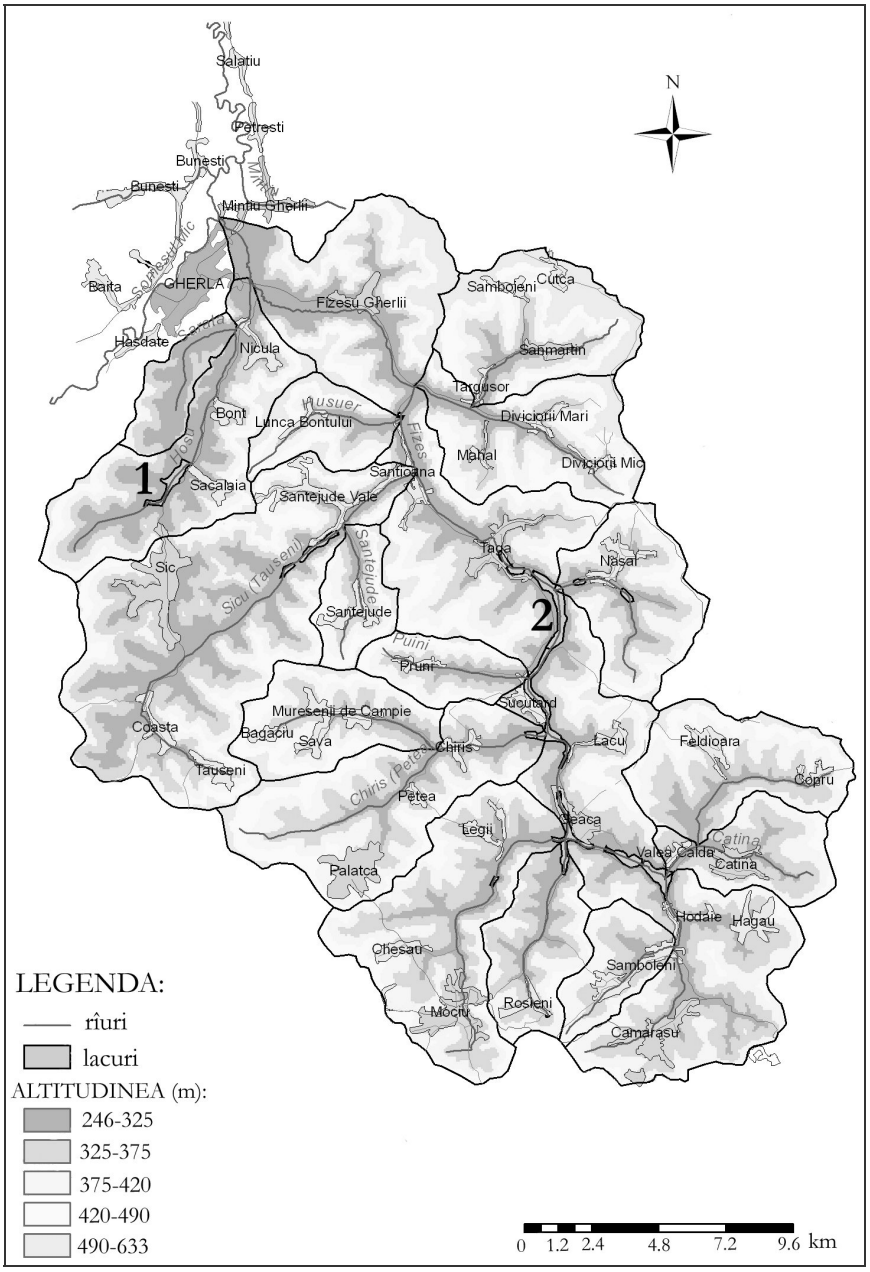


Fig. 1 Localizarea Lacului Ştiucii (**1**) şi a iazului piscicol Ţaga Mare (**2**) în bazinul de drenaj al Fizeşului, afluent al Someşului Mic (după Faur A., nepublicat)

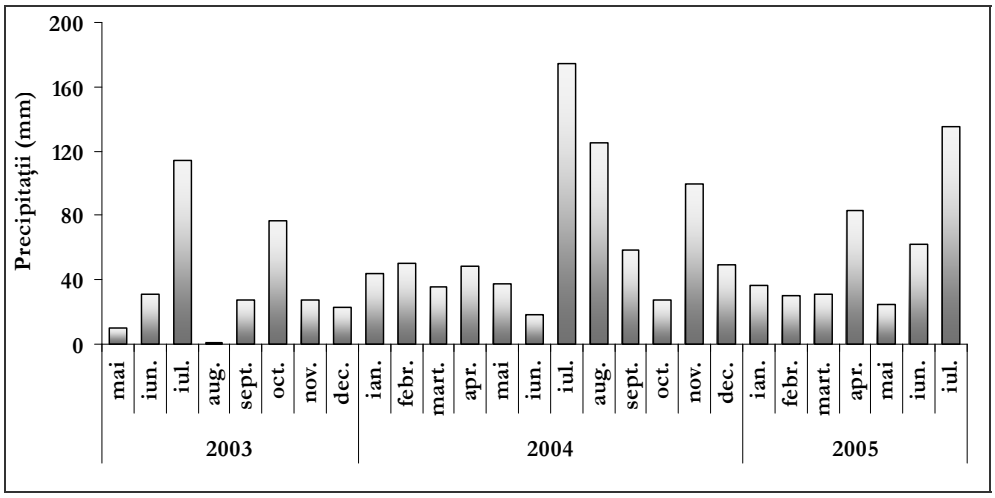


Fig. 2 Variaţia precipitaţiilor în zona şi perioada de studiu (date preluate de la postul meteo Fizeşu Gherlii, DAST Cluj-Napoca)

Reţeaua hidrografică a Cîmpiei Fizeşului include cursuri de apă în general scurte şi lipsite de terase şi este reprezentată de rîul Fizeş şi afluenţii acestuia (Valea Cătinei, Valea Mociului, Valea Sicului, Valea Bonţului etc.) (Sorocovschi, 2005) (fig. 1). Rîul Fizeş izvorăşte la 3 km est de comuna Cămăraşu şi, urmînd o direcţie generală N-NV, se varsă în Someşul Mic la 3 km aval de Gherla. Bazinul acestui rîu are o suprafaţă de 564 km^2 şi o lungime de 43 km (Schreiber şi colab. (red.), 2003). Din punct de vedere al regimului hidric, zona se înscrie tipului pericarpatic-transilvan, caracterizat prin ape mari de primăvară şi viituri la sfîrşitul primăverii (Sorocovschi, 2005). Scurgerea maximă de la începutul verii se datorează precipitaţiilor frontale bogate, în urma acestora fiind posibile chiar inundaţii. Faptul că debitele maxime se înregistrează în timpul lunii mai, iar cele minime în decursul lunilor august-octombrie este un argument adus în sprijinul afirmaţiei că alimentarea este pluvio-nivală (Sorocovschi, 2005). Pîrîurile afluente Fizeşului au de obicei debite reduse. Conţinutul destul de ridicat în sulfaţi şi cloruri al depozitelor sedimentare miocene, ce alcătuiesc substratul bazinului, determină creşterea mineralizării şi durităţii apei din iazuri.

În perioada apelor mici de vară-toamnă, acestea imprimă caracterul sulfatat, chiar clorurat al apei (Sorocovschi, 2005).

În bazinul hidrografic al rîului Fizeş se păstrează cele mai multe dintre lacurile actuale ale Cîmpiei Transilvaniei, amplasate fie pe cursul propriu-zis al rîului, fie pe afluenţii acestuia. Individualizarea depresiunilor lacustre s-a realizat în urma factorilor naturali şi a celor antropici. Explicarea genezei lor include mai multe aspecte: profilul longitudinal echilibrat al rîurilor, îngustarea văilor datorită traversării formaţiunilor petrografice mai dure, alunecări de teren şi acumulări pluviale, prezenţa depozitelor impermeabile de pe fundul văilor care împiedică infiltrarea apei, evoluţia reţelei hidrografice, influenţa structurilor şi mişcărilor neotectonice şi în fine activitatea antropică (Sorocovschi, 2005). Lacurile de origine naturală existente pe teritoriul Cîmpiei Fizeşului sunt reduse ca număr, majoritatea lacurilor fiind un rezultat al activităţii antropice foarte vechi desfăşurate în această regiune, fără a fi însă exclusă şi o anumită contribuţie a factorului natural, în sensul posibilităţii de apariţie a unor bazinete lacustre incipiente prin bararea albiei rîurilor cu material adus de pe versanţi (Pop, 2001). Unele investigaţii arheologice efectuate în digurile iazurilor de pe valea Fizeşului au scos la iveală urme încă din perioada daco-romană (Săndulache, 1970), pentru Evul Mediu fiind menţionate în jur de 250 de iazuri pe diferitele văi ale cîmpiei. Odată cu trecerea la agricultura de tip extensiv (mai timpurie în Transilvania decît în estul şi sudul ţării), în scopul cîştigării de spaţiu agricol, numărul unităţilor lacustre s-a restrîns foarte mult, astfel că la începutul secolului XX erau menţionate doar 20 de iazuri (Baciu, 2004). După 1970 a avut loc o consolidare a pisciculturii pe Pîrîul de Cîmpie şi pe Fizeş, atît sub aspectul măririi suprafeţelor şi al numărului de iazuri, cît şi al modernizării unora dintre ele, astfel că suprafaţa amenajată în scopuri piscicole din Cîmpia Transilvaniei s-a dublat spre anul 1990 (Pop, 2001). În prezent, unităţile lacustre din bazinul hidrografic al

Fizeşului însumează o suprafaţă de circa 420 ha luciu de apă, adică aproximativ 31% din totalul amenajărilor piscicole ale Cîmpiei Transilvaniei (Floca şi colab., 1998). Pe Valea Fizeşului se înşiră dinspre amonte spre aval iazurile: Cătina, Tăul Popii, Geaca I, Geaca II, Geaca III, Sucutard I, Sucutard II, Ţaga Mare şi Ţaga Mică, existînd cîteva iazuri amenajate şi pe afluenţii rîului (Roşieni, Legii, Năsal, Sîntejude, Borzaş) (fig. 1). Pe valea Bonţului se află Lacul Săcălaia (Ciucaş, Sic, Ştiucilor sau Ştiucii), singurul lac natural neamenajat din Transilvania (Sorocovschi, 2005).

Lacul Ştiucii

Lacul Ştiucii este situat la 46,968 latitudine nordică şi 23,902 longitudine estică (măsurate în centrul bazinului) şi la altitudinea de 274,5 m, pe valea Bonţului, ce confluează cu Fizeşul amonte de Gherla, fiind încadrat de dealuri cu înălţimi cuprinse între 470 şi 520 m. Are o orientare SSV-NNE (fig. 3).

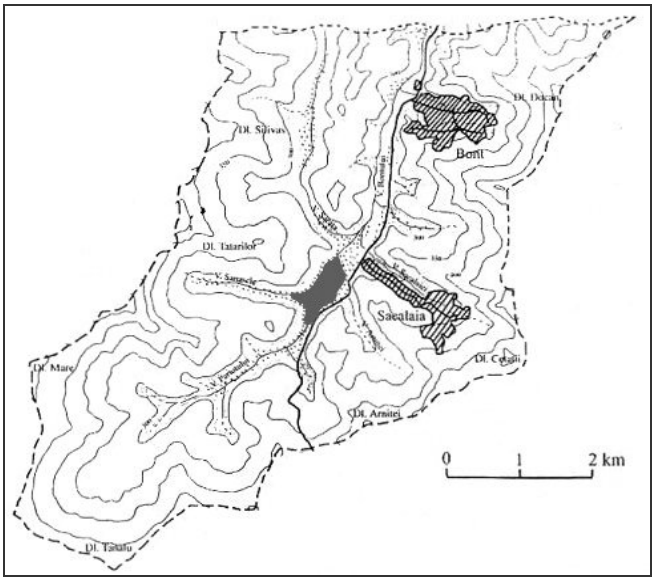


Fig. 3 Localizarea Lacului Ştiucii în bazinul de drenaj al rîului Bonţ, afluent al Fizeşului (modificat din Şerban şi Sorocovschi, 2003) (cu gri este reprezentat lacul, linia punctată este limita bazinului de drenaj, iar zonele haşurate reprezintă localităţi)

Formarea lacului prin dizolvare şi tasare-prăbuşire este strîns legată de amplasarea cuvetei acestuia pe diapirul ce se pune în evidenţă pe aliniamentul Dej-Săcălaia-Sic-Cojocna-Turda-Ocna Mureş. Sarea este prezentă la zi pe malul nordic al lacului, la fîntîna sărată a Săcălaiei (aproape de confluenţa văii Săcălaia cu Bonţul) şi la fîntîna săpată în incinta cabanei A.J.P.S. Cluj, pe malul estic al lacului. În urma transportului însemnat de material de pe versanţi, sarea a fost izolată de apă printr-un strat etanş de mîl, procesul de dizolvare al sării fiind oprit. Treptat apa s-a îndulcit, însă e probabil ca apele din pînza freatică ce alimentează lacul să fie îmbogăţite prin contactul cu zăcămîntul de sare, astfel influenţînd compoziţia chimică a apei din lac (Gudasz, 2004).

Referitor la regimul hidric al lacului, se observă faptul că umplerea maximă se realizează în lunile martie-aprilie şi noiembrie, perioadele din an cu precipitaţii însemnate (80-90 mm lunar) şi evaporaţie mai redusă (35-50 mm lunar) (Şerban şi Sorocovschi, 2003). Semipermanenţa şi intermitenţa unor pîraie tributare (Valea Pîrtoţului, Valea Sînăşele, Valea Arniţei) indică predominarea alimentării superficiale a lacului, evaluată la cca. 70-80% din valoarea scurgerii anuale (Sorocovschi şi colab., 2000). Rezervele de apă acumulate în timpul iernii generează la începutul perioadei călduroase o scurgere pronunţată ce dă naştere apelor mari de primăvară, fără să producă viituri însemnate în aval de bazinele lacustre, datorită rolului de regularizare al lacurilor. Ploile torenţiale provoacă viituri cu durată redusă (maximum 30 ore), care suferă o atenuare la traversarea lacului, pierzînd din amplitudine, dar crescînd ca durată. Alimentarea subterană se realizează de pe rama vestică, unde lacul primeşte mai multe izvoare emerse şi submerse alimentate dintr-un strat freatic superficial şi de pe cea nord-vestică spre Valea Sărată, unde apar izvoare emerse şi submerse cu apă sărată şi salmastră. Ponderea alimentării subterane poate să crească semnificativ în perioada cu scurgere redusă de peste vară (vară-toamnă), ajungînd să deţină pînă aproape de 50% din total (Şerban şi

Sorocovschi, 2003). Timpul de retenţie al apei este de 147,12 zile (Gudasz, 2004). Regimul termic al apei Lacului Ştiucii este puternic influenţat de temperatura aerului. Încălzirea de primăvară începe odată cu creşterea temperaturii aerului faţă de cea a lacului şi cu dispariţia gheţii de pe suprafaţa lacului, la sfîrşitul lunii februarie şi începutul lunii martie. Această perioadă marchează trecerea de la stratificarea termică inversă de iarnă la homeotermia de primăvară. Încălzirea de vară începe în prima jumătate a lunii mai şi prezintă amplitudini mari la Lacul Ştiucii (9°C). Răcirea de toamnă începe la sfîrşitul lunii septembrie, odată cu scăderea temperaturii, apariţia precipitaţiilor reci şi a vîntului. Răcirea de iarnă are loc odată cu scăderea continuă a temperaturii şi se trece de la homeotermia de toamnă, care are valori apropiate de cele ale homeotermiei de primavară, la stratificarea termică inversă de iarnă (Săndulache, 1963).

În ceea ce priveşe caracteristicile morfometrice**,** compararea a două analize topobatimetrice, una din 1957 efectuată de Săndulache şi alta din anul 2000 (Şerban şi Sorocovschi, 2003) a arătat diferenţe mari în ceea ce priveşte valorile elementelor morfometrice ale Lacului Ştiucii. Acest fapt conduce la ideea că lacul evoluează înspre o colmatare din ce în ce mai accentuată, deşi există dubii în privinţa acurateţei primelor măsurători, deci a amplitudinii acestor modificări în timp.

Conformaţia bazinului lacustru, cu adîncimile şi zonele de vegetaţie, alături de valorile principalelor elemente morfometrice ale Lacului Ştiucii sunt prezentate în figura 4 şi respectiv tabelul 1.

Solurile şi vegetaţia: Bazinul de drenaj al Lacului Ştiucii este dominat de soluri brune argiloiluviale, bogate în calciu şi elemente bazice şi relativ bogate în nutrienţi (Puiu, 1980). Într-o proporţie mai mică apar şi soluri bălane de coastă, regosoluri şi erodisoluri, mai sărace în nutrienţi; soluri negre de fineaţă umedă, bogate în nutrienţi; lăcovişte carbonatică, ce reprezintă suportul unei

bogate vegetaţii higrofile şi soluri aluviale caracteristice tributarilor lacului. Particularităţile solurilor influenţează valorile unor parametri fizico-chimici ai apei lacului. Lacurile din bazinul Fizeşului sunt populate de hidrofite şi higrofite, care se grupează în fitocenoze caracteristice, dependente de proprietăţile biotopului (Pop şi colab., 2002).

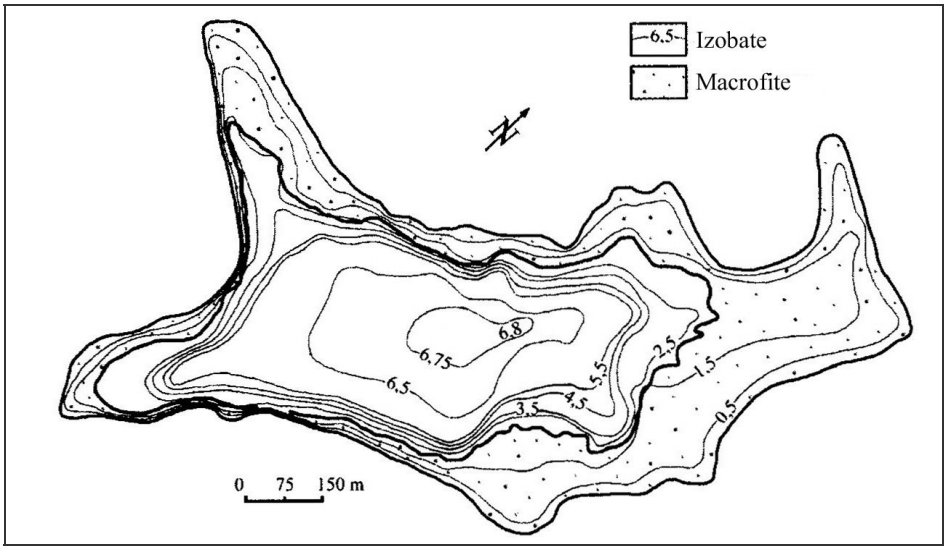


Fig. 4 Harta batimetrică a Lacului Ştiucii (modificat din Şerban şi Sorocovschi, 2003; Gudasz, 2004)

Tabel 1 Elementele morfometrice ale Lacului Ştiucii (după Şerban şi Sorocovschi, 2003)

Parametru	**Valoarea (conform analizei topobatimetrice din anul 2000)**
Suprafaţa	57,35 ha
Lungimea	1,555 km
Lăţimea medie	0,369 km
Lăţimea maximă	0,662 km
Adîncimea medie	3,123 m
Adîncimea maximă	6,8 m
Perimetrul lacului	4,263
Panta cuvetei	31,84 m/km
Volumul total	1 780 000 m^3

De-a lungul tributarilor şi în jurul Lacului Ştiucii este prezentă o vegetaţie palustră bine reprezentată edificată în principal de trestie (*Phragmites australis*), care formează un adevărat brîu continuu cu rol în filtrarea nutrienţilor antrenaţi din bazinul de drenaj şi introduşi prin tributari în lac. Şi vegetaţia submersă este relativ abundentă în locurile cu apă puţin adîncă, fiind reprezentată prin specii de *Ceratophyllum* sau *Myriophyllum.* Vegetaţia natantă este reprezentată de *Lemna minor* şi specii de *Utricularia* sau *Potamogeton.*

Impactul antropic: După inundaţiile din anii '70, la gura de vărsare a Lacului Ştiucii s-a construit un baraj cu înălţimea de 50 - 70 cm pentru controlarea regimului de scurgere, ceea ce a condus la modificarea nivelului apei ce a favorizat extinderea vegetaţiei palustre, zona de stufăriş evaluată la 17 ha în 1957 ajungînd la 27,25 ha în 2000 (Şerban şi Sorocovschi, 2003). Totuşi impactul uman nu are intensitate mare în Lacul Ştiucii, concretizîndu-se în principal prin scurgerile de pe terenurile agricole din imediata vecinătate a lacului, turism şi prin popularea cu diverse specii de peşti.

Iazul Ţaga Mare

Iazul Ţaga Mare (46,9334 latitudine nordică şi 24,0764 longitudine estică - măsurate la staţia de prelevare a probelor biologice) se găseşte pe cursul mijlociu al rîului Fizeş, la o altitudine de 280m. Cuveta lacului este orientată în amonte pe direcţia SSV – NNE iar după confluenţa Fizeşului cu Valea Suciuaş îşi schimbă orientarea pe direcţia SE – NE, formînd un arc de cerc (fig. 5). Originea naturală a microdepresiunii în care se află azi iazurile Ţaga Mare şi Ţaga Mică este legată de modificările văii ca urmare a mişcărilor neotectonice. Microdepresiunea a avut trei compartimente, separate de o îngustare şi de aluviunile transportate de Valea Suciuaş aproximativ la mijlocul depresiunii. Îngustarea existentă în secţiunea barajului Ţaga Mică şi substratul argilos au favorizat stagnarea apei şi formarea primei acumulări. De-a lungul timpului, omul a intervenit de mai multe ori şi a modificat parametrii iniţiali

(Sorocovschi, 2005). Astfel, prin construirea unui baraj de pământ în îngustarea amintită s-au separat iazurile Ţaga Mare şi Ţaga Mică (aceasta din urmă ocupînd compartimentul din aval al microdepresiunii). În perioada 1952-1972 s-au efectuat numeroase lucrări dintre care mai semnificativă este înălţarea cu un metru a coronamentului barajului Ţaga Mare.

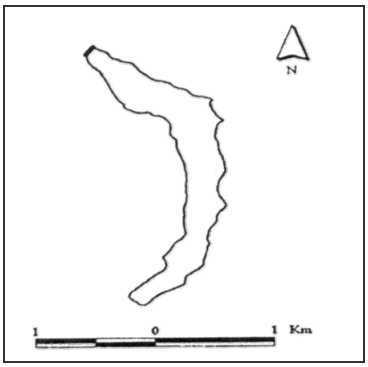


Fig. 5 Schema iazului piscicol Ţaga Mare (după Sorocovschi, 2005)

În ceea ce priveşte regimul hidric al iazului Ţaga Mare, aporturile şi pierderile de debit prin cuveta lacustră, prin izvoare, respectiv prin infiltraţii sunt nesemnificative, deoarece substratul argilos şi căptuşirea cu aluviuni a cuvetelor a redus la minimum schimbul cu apele subterane (Sorocovschi, 2005). În 1908, Erödi semnala existenţa unor izvoare la Ţaga Mare, izvoare care între timp s-au colmatat sau au fost obturate în urma unor lucrări de amenajare ulterioare. Astfel, în prezent alimentarea iazului este asigurată în cea mai mare parte din surse superficiale, în timp ce sursele subterane contribuie cu un procent redus (15-20%) ca urmare a litologiei fundului cuvetei lacustre şi a versanţilor săi (substrat impermeabil din marne şi argile). Cercetările efectuate în 1997 de aceeaşi echipă condusă de Pandi indicau un bilanţ hidric deficitar, cantitatea de apă pierdută prin evaporaţie în vara anului respectiv depăşind volumul de apă intrat în sector (Pandi, 2000). Regimul nivelului din iaz este corelat debitelor de apă afluente, înregistrîndu-se un maxim al nivelului apei în

lunile martie-aprilie şi un minim în lunile septembrie-octombrie. Oscilaţii de nivel în sensul scăderii bruşte sunt determinate de golirea parţială din timpul toamnei, manevră caracteristică lacurilor de interes piscicol. Regimul termic al apei iazului Ţaga Mare nu are amplitudini foarte mari, dată fiind adîncimea modestă a bazinului.

Caracteristicile morfometrice denotă încadrarea iazului în categoria zonelor umede, categorie care include toate ecosistemele acvatice a căror adîncime nu depăşeşte 6 m (Holland şi colab., 1990). Date morfometrice există de la începutul secolului trecut, iar modificările intervenite în timp se datorează în primul rînd multiplelor intervenţii antropice şi procesului de colmatare a iazurilor. În tabelul 2 sunt prezentate valorile principalilor parametri morfometrici şi hidrici ai iazului Ţaga Mare conform celor mai recente analize hidrotopometrice realizate de Pandi în 1997 (Pandi, 2000).

Tabel 2 Parametrii morfometrici şi hidrici ai iazului Ţaga Mare
(după Pandi, 2000, citat în Sorocovschi, 2005)

Parametru	**Valoarea conform analizelor realizate în 1997**
Lungime	3,3 km
Perimetrul	2,8 km
Lăţimea medie	0,31 km
Lăţimea maximă	0,45 km
Adîncimea medie	1,95 m
Adîncimea maximă	2,50 m
Suprafaţa	1,03 km^2
Volumul	2 010 000 m^3

Solurile şi vegetaţia: În luncile rîurilor din arealul Cîmpiei Fizeşului este caracteristică prezenţa cernoziomurilor gleizate (lăcoviştilor) bogate în humus. Vegetaţia acvatică şi palustră este bine conturată în şi în jurul lacului (Cristea şi colab., 2009), coada iazului Ţaga Mare fiind complet acoperită cu stuf pe o lungime de 500 m. Comunitatea higrofilă cea mai bine reprezentată este cea de trestie (*Scirpo-Phragmitetum*). Se întîlnesc de asemenea fitocenoze natante

(*Lemnetum minoris*) ori submerse (*Myriophyllo-Potamogetonetum*) (Cristea şi colab., 2009).

Impactul antropic: Iazul Ţaga Mare suportă o serie de intervenţii antropice care rezidă din scopul principal al bazinului: excavări, modificări ale barajului, goliri, introducere de peşte, recoltare de peşte etc. Pe lîngă acestea, sursele de poluare a apei sunt datorate activităţilor de creştere a animalelor, scurgerilor şi infiltraţiilor de ape uzate menajere din gospodării şi fertilizării terenurilor agricole cu îngrăşăminte naturale şi minerale care pot fi uşor levigate de apele meteorice (Floca şi colab., 1998).

2. LOCUL ŞI ROLUL MICROCRUSTACEELOR PLANCTONICE ÎN ECOSISTEMELE DE TIP LENTIC

Capitolul de faţă cuprinde aspecte generale legate de comunitatea de zooplancton, sintetizînd atît aspectele structurale cît şi pe cele funcţionale, punctînd pe scurt cele mai importante probleme legate de comunitatea zooplanctonică în general, dar cu referiri speciale la crustaceele planctonice.

2.1. Scurt istoric al cercetărilor specifice temei de studiu

Cladocerele şi copepodele ciclopide au fost studiate în România încă din secolul XIX, primele referiri la aceste grupe de animale zooplanctonice fiind realizate de unii autori în lucrări ce includ liste de crustacee din diverse zone ale Transilvaniei. Deşi cladocerele au o importanţă deosebită pentru biologie şi piscicultură, ele rămîn practic nestudiate în România pînă în 1882, cînd Daday publică o listă cu 15 specii colectate din bălţile din Cluj-Napoca şi împrejurimi (Daday, 1882). Tot el tipăreşte în 1884 un catalog al crustaceelor din Transilvania, studiu de sinteză foarte valoros, care cuprinde ambele grupe de crustacee zooplanctonice ce fac obiectul prezentei lucrări. Colecţia sa, păstrată în Muzeul Zoologic al Universităţii "Babeş-Bolyai" din Cluj-Napoca, a fost revizuită la mijlocul secolului trecut, fiind astfel reactualizate listele de cladocere (Negrea, 1966) şi copepode ciclopide (Pleşa, 1957). În 1888 Daday descrie cîteva specii de cladocere noi colectate din Transilvania, doi ani mai tîrziu determină 28 de specii din jurul oraşului Oradea pentru lucrarea lui Kertész (1890) iar între 1892 şi 1897 publică ultimele materiale referitoare la cladocerele

colectate din această regiune. Lista aproape completă a speciilor de ciclopide recoltate de Daday din zona Transilvaniei între anii 1882 şi 1900 este inclusă în catalogul publicat în 1900.

Primele date referitoare la copepodele ciclopide din ţara noastă au fost realizate de Sill (1861, 1862) (din Damian-Georgescu, 1963), însă studiul său se limitează la fauna din jurul oraşului Sibiu. În prima jumătate a secolului XX au apărut cîteva lucrări de sistematică privind atît cladocerele cît şi ciclopidele, elaborate de Szilády (1901) şi Gebhardt (1932) pentru Retezat, de Cosmovici (1900, 1901) şi Hartmann (1915) pentru Moldova, de Gelei (1909) pentru Lacul Sfînta Ana de la Tuşnad, de Spandl (1926) pentru zona Dunării inferioare, de Popovici-Bîznoşanu şi colab. (1941) pentru masivul Bucegi. Date privind comunităţile de cladocere au fost incluse în studii realizate de Motaş şi Orghidan (1948) pentru apele freatice de la Bogata, precum şi de Orghidan şi Negrea (1959) pentru un lac din Munţii Siriu. Cele mai importante studii asupra copepodelor din această perioadă de început de secol XX le datorăm lui Chappuis, care în decurs de mai bine de 20 de ani a publicat un număr mare de lucrări despre copepode în general, descriind în acelaşi timp şi un număr mare de specii. Chappuis este iniţiatorul cercetărilor domeniului subteran, domeniu care i-a oferit mari surprize şi care i-a dat posibilitatea să adauge la lista ciclopidelor o serie de specii noi pentru ştiinţă (Chappuis, 1923).

Conspectul faunistic şi corologic al cladocerelor din România (Negrea, 1962) reprezintă prima lucrare de sinteză privind cladocerele din România, o revizuire critică la nivelul sistematicii de atunci a tuturor datelor publicate pînă la 1 ianuarie 1960. Pentru copepodele ciclopide din România o lucrare similară apare în 1958, prezentînd date despre speciile de ciclopide colectate pînă în 1957 inclusiv (Pleşa, 1958).

În a doua jumătate a secolului XX sunt publicate o serie de lucrări privitoare la taxonomia, ciclul reproductiv, ecologia, etologia şi răspîndirea

cladocerelor din ţara noastră, alături de studii hidrobiologice conţinînd liste de cladocere şi însoţite uneori de interpretări cantitative. O bună parte au fost publicate de specialişti consacraţi cum ar fi Flössner (1967) sau Negrea (1983 a şi b; 1994; Negrea şi Negrea, 1975; Negrea şi colab., 1999), pentru a cita doar cîteva din lucrările de referinţă). Multe lucrări din această perioadă sunt elaborate de hidrobiologi sau zoologi cu preocupare specială pentru cladocere: Rujinschi (1975), Petcu (1976, 1981), Ionescu (1976), Vădineanu şi Marinescu (1981). Există de asemenea lucrări realizate de specialişti în studiul copepodelor (Por, 1957; Pleşa, 1956, 1957, 1958; Şerban, 1960; Damian-Georgescu, 1963; Rujinschi, 1975; Teodorescu, 1995). Alte lucrări aparţin unor cercetători ce au determinat speciile comune din habitatele studiate sau au tratat toate compartimentele zooplanctonului din apele continentale româneşti: Botnariuc şi colab. (1957), Botoşăneanu şi Por (1957), Popescu (1963), Enăceanu şi Brezeanu (1970), Zinevici (1971), Boişteanu (1974), Popescu-Marinescu (1977), Zinevici şi colab. (1984), Zinevici şi Teodorescu (1990), pentru a cita doar cîteva dintre lucrările apărute în această perioadă.

Începutul secolului XXI a fost marcat atît de lucrări ale cercetătorilor deja "clasici" pentru domeniu (Dumont şi Negrea, 2002; Negrea şi colab., 2004; Zinevici şi Parpală, 2006 etc.) cît şi de apariţia noii generaţii de cercetători (Iepure, 2001, 2007; Petrescu şi colab., 2003; Radu şi Onciu, 2004; Tudor, 2005; Onciu şi Radu, 2006 etc.). Totuşi, cu cîteva excepţii, lucrările nou apărute sunt punctuale, tratînd aspecte privind compartimentele zooplanctonului din diverse zone ale ţării, simţindu-se tot mai acută nevoia unei actualizări a studiilor sintetice în ceea ce priveşte taxonomia, corologia şi ecologia cladocerelor şi copepodelor ciclopide din ţara noastră.

Studii anterioare realizate în zona cercetată

În timp ce zooplanctonul din zona Dunării inferioare (lunca şi Delta Dunării) a fost studiat intensiv de mai bine de un secol (Török şi Radu, 2007),

comunităţile zooplanctonice specifice zonei considerate pentru prezenta lucrare nu au fost la fel de bine aprofundate.

În cazul Lacului Ştiucii, studii anterioare vizînd comunităţile de fitoplancton au fost realizate încă din anii '60 (Şt. Péterfi şi colab., 1960; L.Şt. Péterfi şi colab., 1981, Gudasz, 2004 etc.). Din punct de vedere al zooplanctonului, studiile anterioare au mari lacune. Conform datelor din literatura disponibilă pentru consultare, Lacul Ştiucii a fost omis din lucrările lui Daday, neregăsindu-se ca localitate nici în conspectul faunistic şi corologic al cladocerelor realizat de Negrea (1962). Primele date asupra cladocerelor şi copepodelor ciclopide din acest lac au fost incluse în două lucrări de disertaţie susţinute la Universitatea "Babeş-Bolyai", Cluj-Napoca şi vizează prelevări realizate între noiembrie 1998 şi octombrie 1999 (Echim, 2000; Mara, 2000). Date privind aceste grupe de zooplancton au fost prezentate tangenţial şi într-o lucrare de doctorat susţinută tot la Universitatea "Babeş-Bolyai", Cluj-Napoca (Gudasz, 2004).

În ceea ce priveşte iazul piscicol Ţaga Mare, informaţiile despre crustaceele zooplanctonice datează de la sfîrşitul secolului XIX, fiind incluse în studiile savantului Daday, ce face referiri în numeroase lucrări la acest lac (cu denumirea veche de Czegei tó) (Daday, 1884, 1892, 1897). El publică liste sintetice ale nevertebratelor identificate, în care, alături de specii de protozoare, rotifere şi alte nevertebrate, se regăsesc specii de cladocere şi copepode. Datorită eforturilor specialiştilor de renume în domeniu (Pleşa, 1957 şi Negrea, 1966) lista ce include cladocere şi copepode ciclopide a fost reactualizată, fiind eliminate sinonimiile şi confuziile. Date mai recente dar nepublicate asupra zooplanctonului din acest bazin acvatic au fost incluse în două contracte de cercetare realizate în anii '80. Primul a fost realizat în 1984 de Staţiunea de Cercetare şi Producţie Piscicolă Podu Iloaiei, prin Laboratorul de Acvacultură şi Ecologie Acvatică, Piatra-Neamţ şi a avut tema de cercetare intitulată:

"Cercetări privind optimizarea productivităţii naturale a unor iazuri ale Intreprinderii Piscicole Cluj-Napoca şi stabilirea stării de întreţinere şi sănătate a materialului piscicol din aceste bazine", beneficiarul fiind Intreprinderea Piscicolă Cluj-Napoca. Al doilea studiu, realizat doi ani mai tîrziu de M.I.A.A.P.A., C.P.I.P. Bucureşti şi C.C.P.P.P.I.P. Galaţi, a avut ca temă: "Cartarea şi bonitarea potenţialului trofic şi piscicol al unor bazine acvatice din Moldova, Transilvania şi zona de sud-est a ţării", beneficiarul fiind tot I.P. Cluj-Napoca (director: cercetător şt. pr. III ing. C. Pecheanu, responsabili temă: cercet. şt. dr. I. Cărăuş şi cercet. şt. biolog M. Fetecău). Nu există lucrări mai recente privitoare la zooplanctonul din Ţaga Mare, situaţie diferită de comunităţile algale planctonice, care au fost mai aprofundat studiate (L.Şt. Péterfi şi colab., 1981; Momeu şi colab., 2006).

Poziţia taxonomică actuală a crustaceelor planctonice

Pentru lucrarea de faţă am ales încadrarea taxonomică cea mai recentă a cladocerelor, realizată în cadrul proiectului Fauna Europaea (Negrea, 2007), proiect finanţat de Comisia Europeană pe perioada 2002-2004 în cadrul Programului Cadru 5 şi coordonat în România de Institutul de Speologie „Emil Racoviţă", Compartimentul Cluj. În această clasificare, cladocerele sunt incluse în cadrul subordinului Cladocera (Ordinul Diplostraca, Subclasa Phyllopoda, Clasa Branchiopoda), cuprinzînd 4 infraordine: Anomopoda (cu Familia Bosminidae, Fam. Daphniidae, Fam. Eurycercidae, Fam. Macrothricidae, Fam. Moinidae), Ctenopoda (ce include Familia Sididae), Onychopoda (cu Familia Cercopagidae, Podonidae şi Polyphemidae) şi infraordinul Haplopoda (ce conţine Familia Leptodoridae).

Numărul total de specii de cladocere (din infraordinele Anomopoda, Ctenopoda, Onychopoda şi Haplopoda) depăşeşte 500, incluzînd specii dulcicole şi marine în toată lumea, genul *Alona* fiind cel mai numeros, cu aproximativ 100 de specii (Dumont şi Negrea, 2002). În ceea ce priveşte

speciile de cladocere de apă dulce din România, ele sunt în număr de 108 (comparativ cu numărul total de specii din Europa – 182) (Negrea, 2007).

După clasificările de ultimă oră (Dussart şi Defaye, 2006; Iepure, 2007), ordinul Cyclopoida sau Cyclopiformes face parte, alături de alte 8 ordine, din Subclasa Copepoda (Clasa Maxillopoda, Subfilum Crustacea, Filum Arthropoda). Patru familii ale ordinului au reprezentanţi în ape continentale, dintre care Familia Cyclopidae este cea mai numeroasă şi include aproape exclusiv specii din ecosisteme continentale, majoriatea cu apă dulce, deşi există cîţiva reprezentanţi ce sunt adaptaţi apelor saline. După aceste clasificări recente, Familia Cyclopidae Rafinesque, 1815 conţine 4 subfamilii: Euryteinae Monchenko, 1974; Halicyclopinae Kiefer, 1927; Eucyclopinae Kiefer, 1927 şi Cyclopinae Kiefer, 1927.

Cea mai mare diversitate a copepodelor este regăsită în mediul marin (cu aproximativ 13000 de specii cunoscute pînă în prezent), totuşi au fost descrise 2814 specii de copepode din apele dulci la nivel mondial (Boxshall şi Defaye, 2008). Ordinul Cyclopoida (ciclopiformele) este reprezentat în prezent de 66 de genuri şi 1008 specii şi subspecii valide iar Familia Cyclopidae include în prezent 58 de genuri şi 830 de specii (986 specii şi subspecii), reprezentanţi ai apelor continentale din toată lumea (Dussart şi Defaye, 2006). Conform rezultatelor proiectului Fauna Europaea, în România există 60 de specii de copepode ciclopide de apă dulce, faţă de 195 specii la nivel european (Iepure, 2007).

2.2. Importanţa zooplanctonului în ecosistemele lentice

În ecosistemele lentice zooplanctonul reprezintă o importantă componentă biotică, al cărei rol este exprimat prin complexitatea relaţiilor

stablite cu ceilalti factori, biotici şi abiotici. Prin poziţia sa „cheie" de consumator (acoperind două niveluri trofice: de consumator primar şi secundar), zooplanctonul preia substanţa organică sintetizată la nivelul producătorilor primari, metabolizînd-o potrivit propriilor necesităţi. Astfel, comunitatea zooplanctonică transformă substanţa organică de natură vegetală în substanţă organică animală şi o stochează temporar, pînă la utilizarea ei de către consumatorii de ordin superior sau pînă la descompunerea ei şi reintrarea în circuitul de materie şi energie.

De asemenea, zooplanctonul, prin componenta sa calitativă şi abundenţa realizată la un moment dat, furnizează elemente utile pentru definirea stării ecologice a bazinului din care face parte şi oferă informaţii în ceea ce priveşte stadiul de evoluţie al ecosistemelor lacustre sub aspectul troficităţii lor, dar şi despre gradul de saprobitate (Liebmann, 1962; Sládeček, 1973).

Alături de copepode, cladocerele fac parte dintre organismele acvatice cele mai „energetice", constituind o excelentă sursă de hrană în special pentru puietul de peşte, dar şi pentru unii peşti adulţi ca porcuşorul, cleanul sau obletele. Cladocerele prezintă o considerabilă importanţă economică pentru toate tipurile de ape stangnante, datorită capacităţii de a se înmulţi rapid prin partenogeneză în timpul sezonului cald şi a valorii nutritive ridicate (Negrea, 1983a). Valoarea nutritivă este mare şi la copepode (Watanabe şi colab., 1983), fiind bogate în acizi graşi esenţiali nesaturaţi, în fosfolipide şi antioxidanţi naturali, ceea ce a dus la folosirea lor ca hrană pentru peşti la nivel industrial.

Prin capacitatea mare de filtrare, cladocerele prezintă o deosebită importanţă în purificarea biologică a apelor naturale poluate, cît şi în epurarea celor uzate menajere. Studii arată că în bazinele de epurare se dezvoltă vara imense cantităţi de dafnii care prin filtrare consumă alge monocelulare, detritus bogat în bacterii şi elimină pînă la 99% din bacteriile aflate în suspensie. În acelaşi timp, ele îşi procură oxigenul prin agitaţia continuă a picioarelor pentru

înot şi filtrare, o densitate de 50 de dafnii la litru fiind suficientă pentru a ridica cu aproape 50% conţinutul net de oxigen (Uhlmann, 1954). Totuşi, dacă densitatea populaţiilor devine prea mare, mortalitatea crescută a dafniilor poate declanşa intense procese de descompunere.

Utilizarea copepodelor în controlul biologic din bazinele acvatice reprezintă un aspect interesant al acestei comunităţi de organisme: încă din 1938, Hurlburt a observat în laborator că *Microcyclops varicans*, un copepod ciclopid, a atacat larvele de *Anopheles quadrimaculatus* în primele stadii. Aceste prime studii au fost aprofundate ulterior cu rezultate uneori spectaculoase, cum ar fi de exemplu iniţierea în cîteva ţări din Asia de sud-est şi America de sud a unor programe de control şi eradicare a larvelor ţînţarului *Aedes aegypti* utilizînd ciclopide prădătoare, în particular *Mesocyclops* (Dussart şi Defaye, 2001).

Nu în ultimul rînd, comunităţile zooplanctonice prezintă cîteva caracteristici legate de ciclurile de viaţă scurte, de distribuţia pe clase de mărimi etc., ce le face „cobai" perfecţi pentru testarea de ipoteze şi dezvoltarea de concepte relevante pentru ecologia acvatică (Lampert, 1997).

2.3. Principalele grupe de organisme zooplanctonice

Zooplanctonul apelor continentale este mult mai sărac decît cel din ecosistemele marine, nu doar din punct de vedere taxonomic, ci şi ca diversitate specifică (Wetzel, 2001). Comunitatea zooplanctonică din apele dulci este dominată de patru grupe principale: protozoare, rotifere şi două grupuri de crustacee: cladocere şi copepode. Alte grupuri faunistice pot face parte temporar din zooplanctonul ecosistemelor lentice, în general pe perioada unei faze din ciclul lor de viaţă (de exemplu ostracode, larve de moluşte, hidracarieni, larve de insecte etc.)

Protozoarele sunt în general nanoplancteri. Protozoarele flagelate reprezintă un compartiment abundent al protozooplanctonului. Există specii de flagelate mixotrofe, ce pot fixa carbonul anorganic pe calea fotosintezei dar se pot hrăni şi cu bacterii în acelaşi timp, din acest grup făcînd parte dinoflagelatele (*Ceratium*), euglenofitele etc. Există de asemenea specii de protozoare flagelate exclusiv heterotrofe (un exemplu fiind *Bodo putris* ce trăieşte în ape murdare şi se hrăneşte cu bacterii). Protozoarele ciliate tind să capete o pondere mai mare în comunităţile zooplanctonice din lacurile eutrofe. Majoritatea ciliatelor sunt heterotrofe, hrănindu-se cu bacterii, alge, detritus sau alte protozoare. Cîteva ciliate sunt carnivore, prădînd metazoare de talie mică. Majoritatea ciliatelor sunt o componentă permanentă a comunităţii zooplanctonice, deşi ele au tendinţa de a fi preponderente doar în anumite condiţii (de exemplu în lacuri foarte puţin adînci sau în straturile profundale, anaerobe). Ciliatele se pot mişca foarte rapid în masa apei comparativ cu alte protozoare, atingînd viteze cuprinse între 200 şi 1000 μm/s, ceea ce duce la o distribuţie mai largă şi la rate de hrănire crescute. Protozoarele sarcodine sunt slab reprezentate în zooplanctonul apelor dulci. Chiar în lacuri eutrofe, abundenţele acestui grup de protozoare sunt foarte mici şi sunt înregistrate mai ales în epi- şi metalimnionul lacurilor stratificate termic.

Deşi aproape toate protozoarele sunt organisme aerobe, ele pot supravieţui şi în condiţiile unor concentraţii foarte scăzute de oxigen. De exemplu, anumite populaţii de ciliate se dezvoltă adesea în straturile de apă anaerobe sau cu conţinut foarte scăzut în oxigen, orizonturi la care populaţiile bacteriene sunt abundente. Această capacitate a ciliatelor de a supravieţui în ape bogate în materie organică a dus la folosirea unor specii din acest grup ca indicatori de ape poluate cu materie organică (de exemplu în sistemul saprobiilor). Ciliatele şi flagelatele mixotrofe sunt distribuite în general în orizonturile de suprafaţă ale coloanei de apă, pînă la adîncimea la care pătrunde

lumina solară. Unele flagelate (de exemplu *Ceratium*) pot migra pe verticală distanţe mari în timpul zilei, în funcţie de intensitatea luminoasă, concentraţia de oxigen şi de nutrienţi. De asemenea, flagelatele heterotrofe migrează mult şi ating deseori densităţi crescute în hipolimnionul anoxic al lacurilor eutrofe, ce conţine comunităţi bacteriene abundente.

Rotiferele, organisme incluse în Încrengătura Rotifera, cuprind animale pseudocelomate microscopice, caracterizate printr-o coroană de cili la capătul anterior, folosită în locomoţie şi nutriţie. Se cunosc aproape 1800 de specii de rotifere, dintre care 94% sunt regăsite doar în ecosistemele marine (Cole, 1983). Aproape trei pătrimi din grupul rotiferelor sunt sesile şi asociate cu ecosistemele litorale. Aproximativ 100 specii sunt complet planctonice, iar aceste rotifere formează o componentă esenţială a comunităţilor zooplanctonice.

Majoritatea rotiferelor, atît formele sesile cît şi cele planctonice, nu sunt prădătoare. Ele au o hrănire omnivoră, particulele de materie organică (atît vii cît şi detritice) fiind antrenate în cavitatea bucală prin mişcările cililor. Dimensiunile hranei variază destul de mult. Majoritatea particulelor sunt destul de mici, de pînă la 12 μm diametru, deşi există cazuri în care celule mai mari, de aproximativ 50 μm diametru, sunt sfărîmate şi ulterior ingerate. Comportamentul de hrănire la acest grup de rotifere depinde de tipul de particule, de dimensiunile şi forma hranei şi de abundenţa ei. Selectivitatea hranei este un fenomen evident la unele rotifere şi se manifestă prin „scanarea" particulelor de hrană înainte de a fi ingerate, sau prin regurgitarea celor deja ingerate (Starkweather, 1980). Există totuşi şi specii de rotifere prădătoare, cum ar fi speciile genului *Asplanchna*, care sunt în general de talie mare şi se hrănsec cu alge, protozoare, alte rotifere sau alte micrometazoare. *Asplanchna* sp. are capacitatea de a-şi modifica dimensiunile ca răspuns la schimbările taliei organismelor-pradă sau a densităţilor lor. Deşi rotiferele consumă în genere

hrană de dimensiuni foarte variate, s-au observat totuşi diferenţe în ceea ce priveşte dimensiunile particulelor de hrană, diferenţiere care poate fi corelată cu apariţia simultană a anumitor specii zooplanctonice în pelagialul lacurilor. Se poate vorbi de diferenţierea unor nişe ecologice distincte în comunitatea de rotifere zooplanctonice, cauzate tocmai de această selectivitate de ingerare a hranei, permiţînd astfel coexistenţa anumitor specii fără competiţie intraspecifică severă.

Grupul microcrustaceelor zooplanctonice cuprinde forme în întregime acvatice, dintre care majoritatea sunt marine. Corpul este în general separat în trei regiuni distincte, însă există o tendinţă de unire a segmentelor toracice cu cele abdominale, astfel că la cladocere segmentaţia aparentă a corpului s-a pierdut. Suprafaţa corpului este acoperită în totalitate sau doar parţial de o carapace, iar majoritatea crustaceelor prezintă apendici biramaţi. În apele dulci, comunităţile de crustacee zooplanctonice sunt în totalitate dominate de două grupuri: cladocere şi copepode.

Cladocerele, incluse în Subord. Cladocera (Cl. Branchiopoda, Subîncr. Crustacea, Încr. Arthropoda) (Negrea, 2007), cuprind în general organisme microzooplanctonice. Cu excepţia a două specii, cladocerele se încadrează ca dimensiuni între 0,2 şi 3,0 mm. Cladocerele au corpul acoperit de o carapace bivalvă. Perechea a doua de antene reprezintă apendicii pentru înot şi constituie principalul mod de locomoţie. Cladocerele prezintă 5 perechi de picioare ce sunt ataşate părţii ventrale a corpului şi care sunt modificate morfologic (sunt aplatizate şi poartă numeroşi perişori şi sete). Datorită mişcărilor complexe realizate de aceste perechi de picioare, se crează un curent de apă în interiorul valvelor care împinge particulele de hrană spre aparatul bucal, nu înainte de a fi filtrate de setele aflate pe suprafaţa picioarelor. Reprezentanţii chydoridelor, în principal forme litorale, prezintă picioare modificate cu care organismele colectează particule de detritus, în paralel cu hrănirea prin filtrare. Alte două

specii de cladocere, *Leptodora* şi *Polyphemus*, fiind prădătoare, prezintă membre prehensile, ce le ajută în apucarea hranei formată din protozoare, rotifere şi microcrustacee. Totuşi, filtrarea apei pentru reţinerea particulelor de materie organică reprezintă principalul mod de hrănire al cladocerelor. Rata de filtrare a unui organism zooplanctonic se referă la volum per unitate de timp şi este definită ca volumul de apă cu particule de hrană ce este filtrat de un organism într-o perioadă definită de timp (Rigler, 1971).

Caractere morfologice cu importanţă în identificarea taxonomică a speciilor de cladocere sunt: lungimea totală a corpului, prezenţa sau absenţa rostrului, a spinului caudal, ornamentaţiile carapacei, antena, antenula, post-abdomenul etc., în funcţie de genul analizat.

Copepodele, cuprinse în Subcl. Copepoda (Subîncr. Crustacea, Încr. Arthropoda) (Dussart şi Defaye, 2006), se împart în trei grupuri distincte: Ord. Calanoida, Ord. Cyclopoida şi Ord. Harpacticoida. Copepodele din ultimul grup sunt aproape în întregime specii litorale. Deşi copepodele ciclopide sunt de asemenea primar litorale (în genere specii bentonice), speciile ce sunt predominant planctonice reprezintă componente majore ale populaţiilor de copepode din pelagialul ecosistemelor lentice, în special în cele mai puţin adînci. Copepodele calaniforme sunt forme exclusiv planctonice. Corpul copepodelor este format din cefalotorace, împărţit în zona capului (cu 5 perechi de apendici reprezentînd antenele şi părţi ale aparatului bucal) şi în torace, cu 5 perechi de picioare înotătoare. Abdomenul este format din 5 segmente, la femelă primele 2 fiind sudate pentru a forma segmentul genital. Pe primul segment abdominal se află a şasea pereche de picioare, mai vizibilă la masculi. Corpul se termină cu furca, biramată, purtînd peri şi sete.

La copepodele ciclopide, hrănirea nu are loc prin mecanisme de filtrare, ca în cazul cladocerelor. Particulele de hrană vegetală sau animală sunt mărunţite şi ingerate. Multe specii din cele mai importante genuri de ciclopide

(*Acanthocyclops, Macrocyclops, Cyclops, Mesocyclops*) sunt carnivore, hrana lor incluzînd microcrustacee, larve de diptere sau oligochete, multe dintre acestea avînd dimensiuni ce depăşesc talia copepodelor prădătoare. Ciclopidele erbivore sunt reprezentate de multe specii din genul *Eucyclops*, unele din genul *Acanthocyclops* şi *Microcyclops*, ce se hrănesc cu o mare varietate de alge, de la diatomeele unicelulare pînă la specii filamentoase de dimensiuni mari. Speciile carnivore sunt în general mai mari decît speciile erbivore, însă la ambele categorii se pare că modul de a găsi hrana este unul randomizat. Speciile erbivore au organe gustative cu chemoreceptori, dar care le ajută să distingă doar între particulele organice şi cele anorganice ingerate în mod întîmplator din masa apei. O anumită selectivitate a hranei se poate întîlni totuşi la copepodele calanoide.

Principalele caractere morfologice cu importanţă în identificarea taxonomică a speciilor de copepode ciclopide sunt: lungimea, numărul de articole ale antenulei, forma receptaculului seminal la femele, forma şi armătura ramurilor furcale, structura perechii nr. 5 de picioare, numărul articolelor picioarelor înotătoare şi armătura de spini a segmentelor exopoditelor şi endopoditelor, perechea a şasea de picoare la masculi.

2.4. Dinamica sezonieră şi ciclul de viaţă la organismele zooplanctonice

Variaţiile sezoniere ale zooplanctonului în bazinele acvatice temperate sunt influenţate atît de factori fizico-chimici (temperatură, schimbări în cantitatea de lumină, durata îngheţului etc.) dar şi biotici, ce se referă în primul rînd la disponibilitatea resurselor de hrană şi la presiunea exercitată de prădători.

Un aspect extrem de interesant şi controversat în acelaşi timp al dinamicii sezoniere şi a ciclului de viaţă al organismelor zooplanctonice este **perioada de latenţă** ce se întîlneşte la rotifere şi crustacee. Acest termen se referă atît la diapauză – definită ca o oprire din creştere într-un anumit stadiu ontogenetic, cît şi la o perioadă de inactivitate cauzată direct de factorii de mediu, ce ia forme de la încetinirea mişcărilor pînă la o aparentă lipsă a vieţii. Perioada de latenţă are un efect major asupra dinamicii populaţionale: în primul rînd, inducerea şi terminarea latenţei afectează abundenţa populaţiei şi succesiunea; în al doilea rînd duce la conservarea de material genetic pe perioade lungi de timp. Pentru organismele cu ciclu scurt de viaţă cum sunt cele zooplanctonice, modul de contracarare a insucceselor reproductive este fie prin dispersie spaţială şi recolonizare fie prin „dispersie" în timp, adică diapauză (Gyllström şi Hansson, 2004). În afară de rolul ei în depăşirea perioadelor cu condiţii de mediu nefavorabile, posibilitatea de a forma stadii latente are implicaţii în dispersia spaţială, ecologia populaţională, genetica şi evoluţia speciilor. Abundenţa stadiilor latente din sedimentele lacurilor poate fi mai mare decît a stadiilor active, iar ouă de rezistenţă viabile pot avea vîrste de sute de ani.

Pentru copepode, stimulii ce induc starea de latenţă cei mai des raportaţi în literatură sunt cei ce ţin de schimbările sezoniere: temperatura şi ciclul zi-noapte. Pentru rotifere se pare că stimulii biotici cum ar fi calitatea şi cantitatea hranei induc latenţa, în timp ce cladocerele reacţionează la ambele categorii de stimuli. Terminarea latenţei este cauzată la toate cele trei grupe doar de factori abiotici (Gyllström şi Hansson, 2004).

Un **model general de succesiune sezonieră** în lacuri stratificate termic din zona temperată a fost elaborat pentru cladocere (fig. 6). În timpul primăverii, datorită creşterii abundenţei resurselor de hrană şi a creşterii temperaturii, populaţiile de cladocere îşi sporesc efectivul. Temperaturile din ce în ce mai ridicate şi hrana tot mai abundentă duc la creşterea numărului de

năpîrliri şi a numărului de ouă. Populaţiile erbivore pot creşte exponenţial în această perioadă, pînă în punctul în care ratele de filtrare depăşesc ratele reproductive ale fitoplanctonului. Ca rezultat, biomasa fitoplanctonului descreşte foarte mult, atrăgînd după sine o creştere a transparenţei apei. Este aşa-numita fază de limpezire (*„the clear-water phase"*), ce se menţine pînă la refacerea efectivelor algale. Odată cu limitarea hranei, greutatea corporală şi fecunditatea populaţiilor de zooplancton erbivor scad drastic, ceea ce duce la biomasă şi densităţi scăzute în timpul verii, situaţie accentuată de prădătorismul exercitat de zooplanctonul carnivor şi de peşti. Deseori se observă modificări în structura pe dimensiuni a populaţiilor de cladocere erbivore în timpul verii, în condiţiile unui proces intens de prădătorism. Astfel, speciile de talie mare sunt înlocuite cu forme mai mici şi cu rotifere, care sunt mai puţin vulnerabile la consumul din partea peştilor zooplanctonofagi. Amestecul de toamnă şi odată cu acesta recircularea nutrienţilor din straturile profundale, coincid de obicei cu reducerea cantităţii de lumină (modificarea ciclului zi-noapte). Algele mari unicelulare sau filamentoase şi în special diatomeele, se dezvoltă exploziv toamna. Prădătorismul exercitat de peşti scade în intensitate datorită scăderii intensităţii luminoase şi a scăderii temperaturii. Toţi aceşti factori duc la o înmulţire a cladocerelor pentru o scurtă perioadă de timp, în special a formelor de talie mai mare. Totuşi, zooplanctonul erbivor descreşte rapid în biomasă şi multe specii de cladocere intră în diapauză. În cazul lacurilor eutrofe, un maxim de primavară al fitoplanctonului este urmat de o dezvoltare rapidă şi explozivă a zooplanctonului erbivor (fig. 6). Un al doilea maxim al dezvoltării fitoplanctonului este separat de primul prin aşa-numita fază de limpezire a apei. Această fază cu durată limitată este caracterizată prin epuizarea resurselor de hrană de către zooplanctonul de talie mare, urmată de scăderea disponibilităţii hranei şi înlocuirea speciilor mari cu specii de dimensiuni mici. În lacurile

oligotrofe procesele succesionale ce implică fitoplanctonul şi zooplanctonul sunt similare cu cele descrise anterior, însă sunt mult decalate şi încetinite.

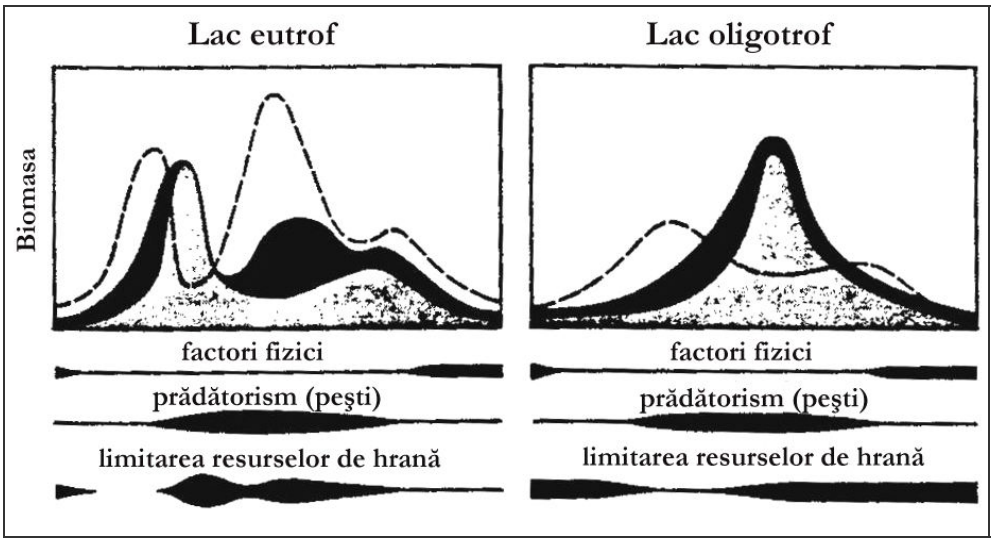


Fig. 6 Model general de succesiune sezonieră a cladocerelor într-un lac eutrof stratificat termic (în stînga) şi unul oligotrof (în dreapta) din regiunea temperată (linia punctată reprezintă fitoplanctonul; curba de culoare neagră reprezintă specii zooplanctonice de talie mică; curba de culoare deschisă reprezintă specii zooplanctonice de talie mare; barele din partea inferioară a figurii reprezintă intensitatea relativă sezonieră a factorilor consideraţi) (după Sommer şi colab., 1986)

Dinamica sezonieră a **protozoarelor** planctonice este foarte variabilă în ecosistemele lentice. Microflagelatele sunt în general dominante numeric în condiţiile în care gradul de troficitate al lacului creşte (Steward şi Wetzel, 1986), avînd capacitatea de a supravieţui şi de a se reproduce la intensităţi scăzute ale luminii. Stratificarea pe verticală a protozooplanctonului este mai evidentă în cazul unor dinoflagelate şi microflagelate. Fenomenul de prădătorism creşte în importanţă în ceea ce priveşte reglarea abundenţei comunităţilor de protozoare cu cît lacurile devin tot mai productive. Atunci cînd resursele necesare creşterii sunt abundente, comunitatea de protozoare este reglată tot mai accentuat de

fenomenul de prădătorism, fiind corelată cu biomasa şi compoziţia pe specii a metazooplanctonului.

Perioada de creştere şi durata generaţiilor la protozoare sunt foarte variate, rate de creştere maxime înregistrîndu-se atunci cînd hrana este abundentă. În aceste condiţii, efectivele populaţiilor de protozoare cresc sub directa influenţă a temperaturii şi scad atunci cînd talia animalelor se măreşte (Taylor şi Sanders, 1991). Numeroase specii de protozoare produc forme de rezistenţă în condiţii neprielnice de mediu, cum ar fi lipsa hranei sau secarea bazinului. Informaţii recente despre ecologia protozoarelor arată că ele reprezintă cei mai importanţi consumatori de microorganisme din ecosistemele lentice, avînd un rol esenţial în utilizarea carbonului organic şi în circuitul nutrienţilor. Deşi biomasa protozoarelor planctonice este mică în comparaţie cu cea a rotiferelor sau a microcrustaceelor, viteza de schimbare a generaţiilor este foarte mare.

Schimbările în distribuţia sezonieră a populaţiilor de **rotifere** planctonice sunt foarte complexe şi greu de generalizat. Există un număr de specii perene, ce au în general un maximum de dezvoltare la începutul verii în regiunile temperate. Deşi majoritatea rotiferelor prezintă toleranţă mare la variaţiile temperaturii, speciile care au o dinamică sezonieră evidentă se încadrează în două tipologii generale: forme stenoterme reci, ce formează populaţiile cele mai abundente în timpul iernii şi primăvara devreme şi specii ce au un maxim estival, în special la sfîrşitul verii, în corelaţie cu dezvoltarea masivă a populaţiilor de cianobacterii. Deşi există multe aspecte încă neelucidate în ceea ce priveşte dinamica sezonieră a rotiferelor, se consideră că temperatura, calitatea şi cantitatea hranei sunt cei mai importanţi factori ce reglează succesiunea sezonieră şi ratele reproductive. Temperatura influenţează de asemenea şi ratele reacţiilor biochimice, ale hrănirii, ale migraţiilor, ale longevităţii şi fecundităţii.

Ciclul reproductiv al rotiferelor tipic planctonice este caracterizat printr-un număr mare de generaţii, în care reproducerea este partenogenetică. Aceste femele partenogenetice sunt diploide şi produc ouă din care vor ecloza în continuare tot femele partenogenetice. Pot exista între 20 şi 40 de generaţii partenogenetice. Avînd perioada de dezvoltare a ouălor de aproximativ o zi în condiţii optime şi fără nevoia fertilizării, o populaţie de femele partenogenetice se poate dezvolta rapid în 2 pînă la 5 zile. Femelele gamogenetice, morfologic identice cu cele partenogenetice, apar o dată sau de două ori pe an şi produc ouă haploide, din care rezultă prin fertilizare ouă durabile, ce suportă perioade lungi de diapauză, rezistînd unor condiţii neprielnice de mediu. Diapauza poate dura timp de săptămîni sau luni. Ouăle de rezistenţă se acumulează în sedimente şi eclozează atunci cînd factorii de mediu se schimbă, în general trecînd de la condiţii de temperatură scăzută, întuneric şi anaerobioză la temperaturi ridicate, intensitate mai mare a luminii şi aerobioză (Gilbert, 1995). Doar femele partenogenetice eclozează din ouăle durabile. Dacă ouăle haploide nu sunt fertilizate, din ele vor ecloza masculi, care sunt mult reduşi ca dimensiune şi au perioadă scurtă de viaţă. Mecanismele ce cauzează formarea de femele gamogenetice nu sunt pe deplin cunoscute. Mai mult, unele specii de rotifere sesile se reproduc exclusiv prin partenogeneză, fără ouă durabile, perioadele nefavorabile fiind suportate sub formă de adulţi.

Dinamica sezonieră în cazul **cladocerelor** variază mult, depinzînd nu doar de specia la care ne referim, dar şi de factorii de mediu. Unele specii sunt perene şi iernează mai ales sub formă de adulţi (femele partenogenetice), dar densităţile populaţionale scad foarte mult în aceste perioade ale anului. Aceste specii pot înregistra unul, două sau mai multe maxime de dezvoltare, însă aperiodice. Unele specii perene prezintă maximum de dezvoltare în orizonturile de suprafaţă doar în perioadele mai reci de primavară sau vară, în straturile mai reci ale hipo- şi metalimnionului. Speciile estivale, ce au o perioadă distinctă de

diapauză sub formă de ouă de rezistenţă prezintă în general un maxim în primavară şi vară, cînd apa este relativ caldă. La aceste specii se poate înregistra şi un al doilea vîrf de dezvoltare în timpul toamnei.

Ciclul de viaţă al cladocerelor este asemănător cu cel al rotiferelor, reproducerea fiind partenogenetică în cea mai mare parte a anului. Femelele partenogenetice produc ouă din care vor ecloza tot femele partenogenetice. Numărul de ouă produs variază mult, de la 2 la Chydoridae, pînă la 40 la Daphniidae. Ouăle sunt depozitate într-o pungă incubatoare, o cavitate în partea dorsală a corpului. Ouăle se dezvoltă în această pungă, din ele eclozînd o formă juvenilă asemănătoare adulţilor, astfel că, spre deosebire de copepode, la cladocere nu există forme larvare (cu excepţia genului *Leptodora*). Creşterea are loc printr-o serie de năpîrliri succesive, în medie 4. Perioada de viaţă din momentul eliberării oului în punga incubatoare pînă la moartea organismului variază mult în funcţie de specie şi de condiţiile de mediu. Longevitatea şi perioada de timp dintre năpîrliri sunt invers proporţionale cu temperatura şi sunt influenţate şi de disponibilitatea hranei. În corpul cladocerelor se depun rezerve lipidice, atunci cînd hrana este abundentă, rezerve ce sunt folosite atunci cînd hrana se împuţinează. Orice creştere a temperaturii are efecte imediate în ceea ce priveşte rata de năpîrlire şi producerea pontei, în timp ce sporirea resurselor de hrană afectează rata de dezvoltare a populaţiilor prin creşterea supravieţuirii şi fecundităţii. Cînd creşterea populaţiei depăşeşte resursele de hrană disponibile, procesul de reproducere încetineşte.

Partenogeneza continuă pînă cînd apar condiţii nefavorabile de mediu, fie de ordin fizic (scăderi de temperatură, secetă, scurtarea zilelor etc.), fie biotice (cauzate de competiţie, de scăderea calităţii şi cantităţii hranei, de kairomonele eliberate de prădători etc.). Studii recente dovedesc transmiterea de informaţie despre diapauză de la „mame" la urmaşi: femelele transmit descendenţilor informaţii despre hrană şi ciclul zi-noapte, ce stimulează producerea de ouă de

rezistenţă în generaţia următoare (Zadereev, 2003). Pe măsură ce ouăle partenogenetice scad ca număr, din unele vor ecloza masculi. Astfel, masculii diploizi apar prin partenogeneză şi sunt identici din punct de vedere genetic cu „mamele" şi „surorile" lor. Mecanismul prin care se declanşează producerea de masculi nu este încă bine înţeles, principalii factori răspunzători fiind agregarea, cantitatea şi calitatea hranei, ciclul zi-noapte şi temperatura (Larsson şi Hobaek, 1988). Odată cu apariţia masculilor, în populaţie apar şi femele gamogenetice, identice din punct de vedere morfologic cu femelele partenogenetice şi produc ouă haploide. După copulare şi fertilizare, carapacea din jurul pungii incubatoare se îngroaşă şi cuprinde ouăle de rezistenţă, formînd efipii. O specie arctică de *Daphnia* (*D. middendorffiana*) poate produce efipii prin reproducere partenogenetică (Wetzel, 2001). Odată ce condiţiile de mediu redevin favorabile, din efipii vor ecloza întotdeauna femele partenogenetice. Masculii sunt mai mici ca dimensiuni şi diferă morfologic de femelele partenogenetice (au antenule mai groase iar prima pereche de picioare este modificată pentru copulaţie). Reproducerea sexuată la cladocere poate fi indusă de o complexitate de factori, cum ar fi: scăderea temperaturii, modificarea ciclului circadian, scăderea disponibilităţii hranei sau suprapopularea. Mai mult, anumiţi produşi chimici eliberaţi de către peşti pot induce producerea de ouă de rezistenţă la femelele partenogenetice de *Daphnia magna* (Wetzel, 2001). Deşi modelul tipic pentru ciclul de viaţă al cladocerelor este considerat cel ce cuprinde reproducerea partenogenetică vara şi reproducerea gamogenetică toamna, s-au descris multe excepţii: de exemplu unele populaţii de dafnii sunt obligat partenogenetice şi nu produc masculi deloc.

Variaţiile sezoniere din cadrul ciclului de viaţă la cladocere depind de factorii de mediu. Astfel, ca un model general, populaţiile perene dezvoltă densităţi minime în timpul iernii, în timp ce speciile estivale sunt aproape absente în anotimpul rece.

Ciclul de viaţă la **copepodele** planctonice are caracteristici constante la majoritatea speciilor, în ciuda diversităţii comportamentelor de reproducere şi a perioadelor de reproducere. Unele forme se reproduc în tot timpul anului, altele doar scurt timp, în anumite perioade ale anului. Copulaţia are loc prin transferul de spermatofori pe partea ventrală a segmentului genital femel. Ouăle fecundate sunt purtate de femele într-unul sau în doi saci ovigeri. Numărul ouălor la copepodele ciclopoide variază mult, ajungînd pînă la 72, însă nu s-a putut stabili o legatură clară între numărul acestora şi variaţia factorilor de mediu. Totuşi, ca un tipar general, numărul ouălor este mai mic vara, pentru ca să crească în anotimpul autumnal.

Disponibilitatea hranei influenţează direct mărimea pontei, iar temperatura determină rata de producere a ouălor şi perioada de dezvoltare a acestora. Ciclul reproductiv nu e influenţat aparent de variaţii ale ciclului zi-noapte. Din ouă eclozează larve de dimensiuni mici, numite nauplii, ce se dezvoltă ulterior prin năpîrlire, trecînd prin mai multe stadii larvare, şase în total. Urmează cinci faze de copepodit, care culminează cu apariţia gonadelor, deci transformarea în adulţi.

Dezvoltarea la populaţiile de copepodele ciclopide poate fi întreruptă de o perioadă de diapauză, ce durează de la una la cîteva luni. Deşi modelul general al apariţiei diapauzei este similar pentru copepodele ciclopide, există variaţii în ceea ce priveşte dezvoltarea ontogentică şi distribuţia stadiilor de naupliu şi copepodit în masa apei şi sedimente. În timp ce la copepodele calanoide s-a descris formarea de ouă de rezistenţă ca modalitate tipică de a depăşi condiţiile neprielnice de mediu, la ciclopide studiile descriu doar faza de diapauză (Gyllström şi Hansson, 2004), ce intervine de cele mai multe ori în stadiu de copepodit, sau în fază adultă, de femele, sau mai mult, în fază de femele fertilizate (Naess şi Nilssen, 1991).

Ciclul de viaţă cel mai simplu al copepodelor ciclopide poate fi împărţit în două părţi (Nilssen, 1978): o perioadă de creştere, urmată de o perioadă de creştere încetinită sau diapauză, datorată condiţiilor neprielnice de mediu (fig. 7). În ecosistemele temperate s-au observat diferenţe mari între caracteristicile ciclurilor de viaţă ale copepodelor ciclopide, comparativ cu bazinele arctice, alpine sau tropicale (Wetzel, 2001). Astfel, ca o regulă generală, în regiunea temperată, perioada de diapauză intervine în stadiul de copepodit IV şi V. În lacuri eutrofe sau în bazine temporare, multe specii de copepode ciclopide rezistă pe perioada de diapauză în stadiu naupliar, ori în ultimele stadii de copepodit în anotimpul de iarnă. O mică proporţie de copepode intră în diapauză ca stadiu de copepodit IV-V în sedimente (fig. 7).

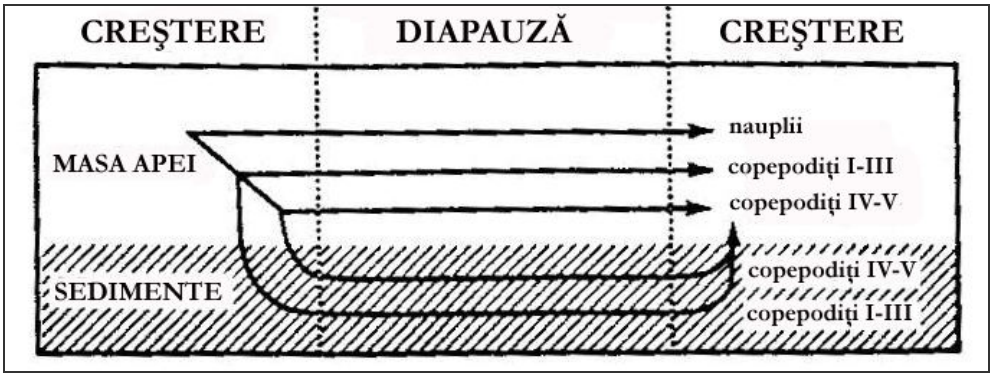


Fig. 7 Tiparul general al ciclului de viaţă la copepodele ciclopide (după Nilssen, 1978)

Totuşi, puterea de adaptare a copepodelor este mare şi ciclul de viaţă la aceeaşi specie poate varia în funcţie de diferitele habitate în care vieţuieşte. De exemplu, perioada reproductivă a copepodului planctonic *Cyclops scutifer* poate fi prelungită cu ajutorul unei „întîrzieri" a dezvoltării ontogenetice, în special la stadiu de naupliu (Elgmork, 1985). Diferenţele în ciclurile de viaţă au mers de la 1 an pînă la mai mulţi, principalele cauze fiind variaţiile temperaturii şi disponibilitatea hranei (ce a înregistrat o relaţie inversă cu „întîrzierea" amintită

mai sus). În contrast, atunci cînd temperatura este mare, presiunea exercitată de prădători mică, iar hrana este disponibilă în cantităţi mari – aşa cum este cazul lacurilor hipereutrofe puţin adînci, stadiile naupliare pot fi foarte scurte, putîndu-se înregistra între 3 şi 6 generaţii de ciclopide pe an (Hansen şi Jeppesen, 1992).

Studii realizate pe specia de copepod ciclopid *Cyclops vicinus* (Hansen şi Santer, 2003) arată că dezvoltarea ontogenetică a acestor organisme include o perioadă de diapauză ce începe vara devreme (Santer şi Lampert, 1995), cînd stadiile 4 şi 5 de copepodit încetează să se mai hrănească, acumulează lipide şi se îngroapă în sedimente, unde supravieţuiesc şi în condiţii anoxice o perioadă lungă de timp. Toamna copepodiţii ies din sedimente sau rămîn în diapauză pînă în primăvara următoare. În unele lacuri, populaţia este complet absentă din pelagialul apei în timpul diapauzei, în altele doar o parte a populaţiei intră în diapauză. Un rezultat foarte interesant a fost obţinut din analiza populaţiei de *Cyclops vicinus* dintr-un lac hipereutrofic puţin adînc din centrul Danemarcei (Lacul Søbygård), unde au fost identificate strategii diferite ale ciclului de viaţă la aceeaşi populaţie (Hansen şi Santer, 2003). O parte a populaţiei se dezvoltă pînă la stadiul adult fără diapauză, avînd astfel posibilitatea să utilizeze la maximum resursa de hrană disponibilă vara. Altă parte a populaţiei intră într-o fază de diapauză de aproximativ 10 luni, se îngroapă în sedimente în mai-iunie şi termină diapauza în februarie-aprilie. O a treia parte a populaţiei persistă în sedimente pe o perioadă mai lungă de timp, reprezentînd astfel o „rezervă" din care s-ar putea reface populaţia în cazul unor evenimente catastrofale. Rolul perioadei de diapauză în cazul populaţiei de *Cyclops vicinus* din Lacul Søbygård este evitarea competiţiei pentru hrană dintre copepodiţi şi dafnii şi de asemenea evitarea mortalităţii cauzate de peşti. Factorul definitoriu în inducerea perioadei de diapauză la ciclopide este considerat a fi variaţia în lungimea zilei (ciclul zi-noapte). Multe studii confirmă terminarea perioadei de diapauză toamna pentru

Cyclops vicinus. Totuşi s-a raportat şi începerea diapauzei toamna la această specie, într-un lac eutrof din Japonia (Kobari şi Ban, 1998), ceea ce ridică un semn de întrebare în ceea ce priveşe factorul de inducere a diapauzei: creşterea duratei zilei. O situaţie deosebită a fost descrisă în ceea ce priveşte ciclul de viaţă a trei specii de copepode ce coexistă în Black Pond, Ontario, Canada (Carter, 1974). Astfel, *Cyclops bicuspidatus thomasi* a ieşit din diapauză în stadiu de copepodit IV la topirea gheţii de pe lac şi a parcurs un ciclu complet de dezvoltare pînă la stadiul de copepodit IV în 3-4 săptămîni, pentru a reintra în diapauză la sfîrşitul primăverii. *Mesocyclops edax* a terminat perioada de diapauză tot în stadiu de copepodit IV puţin mai tîrziu primăvara şi a parcurs patru cicluri de dezvoltare complete, reintrînd în diapauză la mijlocul toamnei. Perioada de timp necesară parcurgerii unei generaţii a fost de o lună. Copepodul calanoid *Diaptomus reighardi* a eclozat din ouăle de rezistenţă la începutul lui mai şi a produs patru generaţii complete, ultima dintre ele atingînd maturitatea la începutul toamnei. Dezvoltarea generaţiilor de primăvară şi vară a necesitat o lună iar cea de toamnă o lună şi jumătate. Creşterea temperaturii cauzată de scăderea nivelului apei a dus la accelerarea ratelor de dezvoltare la *M. edax* şi *D. reighardi* (Carter, 1974).

2.5. Factorii abiotici şi biotici cu influenţă asupra zooplanctonului

Densităţile populaţiilor zooplanctonice variază nu doar sezonier dar şi de la un an al altul, şi sunt în ultimă instanţă determinate de echilibrul dintre ratele de eclozare şi mortalitate. Elucidarea factorilor ce afectează aceste rate şi de asemenea diferenţierea clară a importanţei relative a acestor factori reprezintă o adevărată provocare (Gyllström şi Hansson, 2004).

Factorii ce ţin de mediul abiotic, cum ar fi temperatura, pH-ul sau cantitatea de oxigen dizolvat limitează distribuţia şi abundenţa organismelor zooplanctonice. În plus acţionează şi factorii biotici, ca hrana (calitatea şi cantitatea ei), competiţia intra- şi interspecifică pentru resursele mediului etc. (fig. 8). Calitatea fitoplanctonului ca resursă de hrană este afectată de dimensiune, toxicitate şi de cantitatea de elemente nutriţionale importante cum ar fi carbonul, azotul, fosforul şi acizii graşi. Mai mult, prădarea exercitată de peşti sau nevertebrate acvatice poate avea efecte directe sau indirecte asupra supravieţuirii indivizilor.

FACTORII ABIOTICI ce acţionează asupra populaţiilor zooplanctonice cu caracter mecanic, fizic sau chimic pot exercita o influenţă directă sau indirectă asupra comunităţilor zooplanctonice, condiţionîndu-le modul de desfăşurare a întregii lor activităţi, dezvoltarea sau chiar existenţa lor în ecosistemele lentice (Rujinschi, 1975).

Acţiunea factorilor abiotici asupra populaţiilor zooplanctonice se poate manifesta în două moduri (Botnariuc, 1974). În primul rînd, prin variaţii regulate, cu caracter periodic, precum alternanţa zi–noapte, succesiunea anotimpurilor etc. Aceşti factori provoacă modificări privind repartiţia temporală şi spaţială a zooplanctonului, compoziţia cantitativă şi calitativă a acestuia, declanşează şi influenţează procesele de migraţie, determină schimbări morfologice şi comportamentale ale indivizilor etc. Al doilea mod de control este prin variaţii neperiodice, precum viiturile puternice, vînturile etc., aceşti factori determinînd perturbări bruşte ale populaţiilor, atît în ceea ce priveşte structura cantitativă şi calitativă, cît şi dinamica acestora.

Factorii geografici, climatici sau edafici includ diverşi parametri cum ar fi: forma şi mărimea cuvetei lacustre, suprafaţa bazinului, lungimea liniei malurilor, adîncimea, înclinaţia malurilor (panta), regimul hidrologic, regimul termic, mişcările apei (valuri, curenţi), sedimentele etc. ***Geomorfologia***

bazinului lacustru controlează modul de circulaţie al apei în bazin, intrările şi ieşirile de nutrienţi în sistem, dar şi rata lor de reciclare, avînd astfel consecinţe asupra cantităţii de gaze dizolvate şi în final asupra distribuţiei organismelor (Wetzel, 2001).

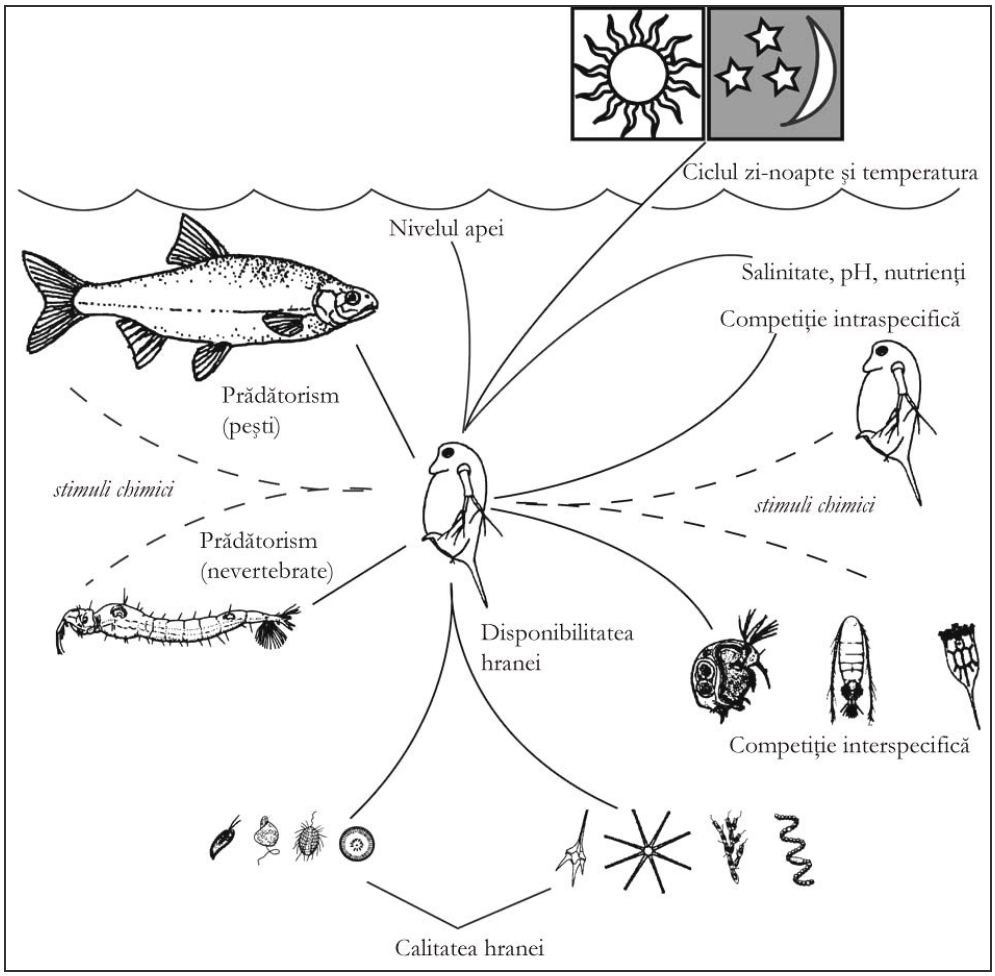


Fig. 8 Factorii generali ce influenţează creşterea, reproducerea şi mortalitatea zooplanctonului (modificat din Brönmark şi Hansson, 1998)

Regimul hidrologic al lacurilor depinde de zona geografică, de cantitatea de precipitaţii din zonă, de condiţiile climatice locale, de gradul de acoperire cu vegetaţie a bazinului de alimentare, de forma şi adîncimea cuvetei

lacustre etc. ***Mişcările apei*** influenţează caracterisiticile fizice, chimice şi biologice ale apei. Ele pot avea caracter ondulator (valuri), de curenţi (orizontali sau verticali) sau caracter haotic, turbulent. Valurile amestecă masele de apă, mărind concentraţia oxigenului dizolvat. În acelaşi timp, ridică mîlul depus pe fundul apelor, provoacă mărirea turbidităţii şi ridicarea în paturile superioare a produşilor rezultaţi din descompunerea sedimentelor. ***Regimul termic*** al lacurilor este condiţionat de aşezarea lor geografică, clima regiunii, altitudine, aport alohton de ape şi de substratul cuvetei lacustre. În zonele temperate, datorită variaţiilor termice, în apa lacurilor apare o adevarată circulaţie sezonieră cu efecte asupra caracteristicilor fizice şi chimice ale apei şi asupra biocenozelor din aceste ecosisteme, ce cuprinde patru etape distincte: circulaţia de primăvară şi toamnă, cînd masele de apă sunt amestecate; stratificarea directă sau stagnaţia estivală, cînd temperatura scade de la suprafaţă spre adîncime, putîndu-se vorbi de epi-, meta- şi hipolimnion în coloana de apă şi în fine stagnaţia de iarnă cu o stratificare termică inversă: temperatura creşte de la suprafaţă spre adînc.

Vîntul poate constitui un factor ecologic de mare însemnătate în distribuţia zooplanctonului în ecosistemele acvatice. Prin acţiunea sa directă, el modifică repartiţia organismelor în masa apei. Vînturile puternice, odată cu amestecarea masei de apă din lacuri omogenizează şi populaţiile de zooplancton, astfel că acestea, pentru o scurtă perioadă de timp, prezintă o dispersie relativ omogenă în masa apei, contrar situaţiei de acalmie cînd majoritatea organismelor de zooplancton sunt grupate în orizonturile mai adînci. După perioade cu vînt puternic, în zona litorală a lacurilor, opusă direcţiei vîntului, densitatea numerică a zooplanctonului creşte semnificativ. Vîntul poate influenţa şi indirect dezvoltarea zooplanctonului fie provocînd modificarea temperaturii aerului şi a apei, fie aducînd spre suprafaţă săruri

biogene, favorizînd în acest fel dezvoltarea fitoplanctonului, deci mărind cantitatea de hrană pentru zooplanctonul erbivor (K.W. Battes şi colab., 2003).

Temperatura apei are rol determinant în răspîndirea pe verticală a zooplanctonului. Vara, cînd temperatura apei la suprafaţa lacurilor depăşeşte 24^0C, în pătura superficială pînă la adîncimea de 4m se găsesc foarte puţine crustacee, acestea migrează spre profunzime, se aglomerează în orizonturile de adîncime, unde temperatura este mai scăzută, de unde revin la suprafaţă în amurg.

Termica apei determină şi structura pe vîrste şi sexe a populaţiilor de crustacee planctonice, în special a cladocerelor. Astfel, iarna cînd temperatura apei lacurilor ajunge la 4 – 5^0C, cladocerele planctonice sunt puţine şi apar numai în stadiul de adulţi, în timp ce copepodele, deşi puţine sunt reprezentate atît prin adulţi cît şi prin juvenili, fiind prezente ambele sexe. Acest lucru se datorează faptului că unele copepode precum *Acanthocyclops vernalis* sau *Macrocyclops albidus* sunt policiclice, una din generaţii apărînd în timpul iernii. Primavara, odată cu creşterea temperaturii la 15^0C, cladocerele încep să se înmulţească partenogenetic şi populaţiile lor devin numeroase.

Variaţiile termice ale apei determină şi modificări ale morfologiei corpului, adică fenomenul de ciclomorfoză, observat la multe crustacee dar şi la unii rotiferi.

Din punct de vedere al rezistenţei la variaţia factorului termic, speciile zooplanctonice pot fi: specii euriterme**,** care apar în plancton tot timpul anului şi suportă variaţii termice mari, cuprinse între 0 şi 24^0C (de exemplu specii de cladocere precum *Daphnia hyalina, Daphnia cucullata, Bosmina longirostris, Leydigia leydigi,* unele copepode precum *Cyclops vicinus, Macrocyclops albidus, Acanthocyclops vernalis)*; specii stenoterme termofile**,** care apar numai în perioada caldă a anului (cladocerul *Diaphanosoma brachyurum,* copepodul *Eucyclops serrulatus* sau rotiferele *Brachionus diversicornis, Polyarthra vulgaris)*; specii stenoterme criofile care trăiesc

cu precădere în perioada de iarnă şi primăvara (copepodele din speciile *Mesocyclops dubowskii* şi *Camtocamptus staphylinus* sau rotiferele *Synchaeta pectinata* sau *Polyarthra dolicoptera).*

Lumina influenţează organismele zooplanctonice prin variaţia intensităţii luminoase, prin alternanţa lumină – întuneric şi prin lungimea perioadei luminoase.

Creşterea intensităţii luminoase primăvara influenţează direct dezvoltarea fitoplanctonului în ecosistemele acvatice, deci cantitatea de hrană aflată la dispoziţia majorităţii speciilor de organisme fitofage.

Variaţiile ritmice ale luminii produse de alternanţa zi–noapte condiţionează desfăşurarea proceselor de migraţie a zooplanctonului. Faţă de acest stimul organismele reacţionează diferit în virtutea unei ritmicităţi fiziologice şi comportamentale, înscrise în patrimoniul lor genetic şi consolidat în decursul generaţiilor.

În raport cu lumina, organismele zooplanctonice prezintă fototactism negativ sau pozitiv. Majoritatea cladocerelor (*Daphnia hyalina, Diaphanosoma brachiurum, Leydigia leydigi*) şi a ciclopidelor adulte manifestă fototactism negativ pronunţat, în timp ce alte specii precum *Alona affinis* sau *Eucyclops serulatus* prezintă fototactism pozitiv. Lungimea perioadei luminoase influenţează cu precădere reproducerea zooplanctonului. Cînd lungimea perioadei luminoase depăşeşte 13 – 14 ore pe zi, cladocerele se înmulţesc rapid prin partenogeneză, iar în populaţie apar şi numeroase exemplare tinere, pe lîngă indivizii adulţi. Scăderea perioadei de lumină sub 11 ore pe zi face ca ritmul partenogenezei să scadă treptat şi în cele din urmă să se oprească. Exemplarele juvenile sunt tot mai rare în populaţie, apar masculii şi în scurt timp femelele depun ouă de rezistenţă. Lumina influenţează de asemenea perioada de timp necesară eliberării primelor ouă ca şi numărul juvenililor nedezvoltaţi şi a ouălor neviabile (Buikema, 1973).

Lumina poate acţiona şi indirect asupra zooplanctonului prin modificarea calităţii şi cantităţii fitoplanctonului. Creşterea perioadei luminoase la 12 – 14 ore pe zi, în prima jumătate a lunii mai, determină o dezvoltare explozivă a fitoplanctonului care este urmată imediat de înmulţirea în masă a rotiferelor, apărînd astfel primul maxim de dezvoltare a acestor organisme.

Lumina determină o creştere a ratei hrănirii la cladocere, fie direct, fie indirect prin comportamentul de agregare al organismelor (Kairesalo şi Penttilä, 1990). Butorina, 1986 sugerează că în cazul cladocerului *Polyphemus pediculus* se poate vorbi de cîrduri cu rol de „grupuri de hrănire", ratele de consum fiind mai mari în grupuri mai mari.

Chimismul apei lacurilor influenţează profund viaţa organismelor acvatice. Mineralizarea apelor este determinată de cantitatea de săruri dizolvate, reprezentate predominant de carbonaţi în apele dulci şi de sulfaţi şi cloruri în apele salmastre şi sărate. ***Oxigenul dizolvat*** reprezintă un factor ecologic indispensabil pentru existenţa organismelor acvatice. Totuşi, influenţa acestui factor asupra comunităţilor de zooplancton este mult discutată în literatura de specialitate, limitele de toleranţă pentru oxigenul dizolvat stabilite de diverşi autori pentru aceleaşi specii diferind mult între ele (Negrea, 1971). Acest lucru dovedeşte faptul că oxigenul, asemeni celorlalţi factori ecologici, nu acţionează separat asupra organismelor acvatice, ci în strînsă corelaţie cu ceilalţi parametri. ***Reacţia ionică a apei (pH-ul)*** poate influenţa dezvoltarea organismelor zooplanctonice în ecosistemele acvatice. Majoritatea speciilor de zooplancton sunt neutrofile sau slab alcalinofile, rezistînd la variaţii strînse ale pH-ului. Există însă şi specii de ciclopide care pot suporta variaţii foarte largi ale reacţiei ionice (Damian-Georgescu, 1963). ***Substanţele organice*** dizolvate sau în suspensie în apă pot acţiona asupra zooplanctonului în mod direct sau indirect. Influenţa directă se manifestă prin faptul că majoritatea rotiferelor şi cladocerelor se dezvoltă abundent în ape ce conţin substanţe organice. Aşa

sunt specii de *Asplanchna priodonta, Daphnia longispina, Bosmina longirostris, Chydorus sphaericus* care realizează o biomasă deosebit de bogată în ape încărcate cu substanţe organice.

Substanţele organice din apă acţionează şi în mod indirect asupra organismelor zooplanctonice în sensul că în ape încărcate cu cantităţi mari de substanţe organice se dezvoltă populaţii algale specifice apelor cu un grad ridicat de troficitate precum *Scenedesmus quadricauda, Hyaloraphidium contortum*, pe seama cărora are loc o creştere puternică a biomasei zooplanctonice. ***Sărurile minerale*** dizolvate influenţează în general indirect comunităţile zooplanctonice: o anumită concentraţie din apă a sărurilor minerale reglează dezvoltarea fitoplanctonului - suportul nutritiv al zooplanctonului algivor (Rujinschi, 1978). Organismele zooplanctonice prezintă în general largi valenţe faţă de gradul de mineralizare al apei, nefiind afectate de concentraţii ridicate de minerale (calciu, magneziu). Pe de altă parte, unele specii de rotifere întîlnite frecvent în lacurile de baraj de pe Bistriţa (*Keratella cochlearis, Polyarthra vulgaris*) populează şi biotopi cu caracteristici salmastre, întîlnindu-se de asemenea şi în Marea Neagră (Rudescu, 1960). ***Transparenţa lacurilor*** este dependentă de concentraţia substanţelor minerale şi organice din apă, de cantitatea de suspensii, de densitatea organismelor planctonice etc.

Toţi aceşti factori abiotici nu au o acţiune singulară asupra comunităţilor zooplanctonice din ecosistemele lentice, ci, dimpotrivă, asupra organismelor acţionează un complex de factori.

În cadrul ecosistemelor acvatice de tip lentic, organismele zooplanctonice participă activ la desfăşurarea proceselor funcţionale, aflîndu-se într-o strînsă conexiune cu indivizii propriei specii sau cu indivizii celorlalte specii ce compun comunitatea zooplanctonică. Astfel, în termenul general de **FACTORI BIOTICI** se includ relaţii intraspecifice şi relaţii interspecifice,

ambele forme de manifestare a acestor legături biotice fiind caracterizate printr-o deosebită complexitate şi diversitate.

Relaţiile intraspecifice reprezintă raporturile stabilite la nivel populaţional, de aceea analiza lor se efectuează prin prisma rolului pe care îl au organismele individuale în funcţionarea sistemului din care fac parte. Potrivit concepţiei sistemice, după conţinutul lor, relaţiile intraspecifice sunt de două categorii: relaţii ce decurg din desfăşurarea programelor „pentru sine" şi relaţii intraspecifice ce decurg din desfăşurarea programelor „superioare" (Botnariuc, 1999). Cele două categorii de relaţii intraspecifice se află într-o permanentă interacţiune, iar separarea lor, mai mult sau mai puţin forţată, se bazează pe faptul că în anumite împrejurări, una din aceste forme devine predominantă în raport cu cealaltă. Relaţiile ce decurg din programele "pentru sine" se stabilesc din necesitatea de supravieţuire a indivizilor în condiţiile concrete ale mediului. În special în perioada caldă a anului, organismele zooplanctonice (mai ales microcrustaceele) formează adevărate ***cîrduri***. Aceste agregări ale indivizilor din aceeaşi specie sunt cauzate în principal de necesitatea de apărare. Prin formarea grupurilor, repartiţia în plancton a acestor organisme devine discontinuă, diminuîndu-se astfel şansele consumatorilor de a intercepta prada. După unii autori, formarea cîrdurilor s-ar datora necesităţilor legate de nutriţie, viaţa în grup uşurînd acţiunile de căutare a hranei (Negrea, 1971). Alte forme de relaţii intraspecifice ce decurg din desfăşurarea programelor „pentru sine" sunt concurenţa intraspecifică şi suprapopularea mediului. ***Competiţia intraspecifică*** poate avea efecte majore asupra populaţiilor, aşa cum este de exemplu cazul dafniidelor din perioada de limpezire a apei (aşa-numita *„clear water phase"*), la care această competiţie devine atît de puternică încît duce la colaps populaţional (Lampert şi Sommer, 2007). Un studiu realizat pe nouă specii de *Daphnia* (Burns, 2000) a evidenţiat efectele ***suprapopulării*** la aceste specii: densităţi ce au depăşit 85 de indivizi per litru au dus la scăderea ratei de

creştere, la micşorarea dimensiunii individuale şi a numărului de ouă la prima reproducere la speciile de *Daphnia* de dimensiuni mici (cu lungimi de pînă la 1,8 mm), în timp ce aceste efecte nu s-au evidenţiat la speciile mari. Substanţele chimice eliberate în mediu de *Daphnia magna* ce a depăşit capacitatea de suport a mediului au dus la reduceri în lungimea spinei caudale şi la modificări morfologice a carapacei la speciile *D. lumholtzi, D. cucullata* şi *D. ambigua* (fig. 9). Aceste substanţe chimice eliberate de conspecifici din medii suprapopulate pot reprezenta un mecanism adiţional, dependent de densitate, al reglării mărimii populaţiei care să avantajeze speciile de *Daphnia* de talie mare atunci cînd acestea coexistă şi intră în competiţie cu alte specii mai mici cu densităţi populaţionale mari.

Fig. 9 Femele de *Daphnia lumholtzi* ale căror creşteri au fost (stînga) sau nu (dreapta) condiţionate de densităţi mari de *Dapnnia magna* (bara din dreapta jos reprezintă 0,5 mm) (din Burns, 2000)

Relaţiile rezultate din programele „superioare" sunt determinate de funcţiile indivizilor în viaţa populaţiei respective, care nu pot fi îndeplinite de organisme izolate. Aceste funcţii, ce se referă la ***reproducere, reglarea densităţii populaţiei*** etc., rareori se pot separa. În condiţii naturale, funcţiile se întrepătrund, se intercondiţionează, corelîndu-se reciproc. Astfel de relaţii pot afecta cele mai diferite trăsături morfologice, fiziologice sau comportamentale ale indivizilor (Rujinschi, 1975). Un exemplu privind o astfel de modificare morfologică, întîlnită doar la masculii ciclopidelor, constă în

dezvoltarea excesivă a musculaturii din regiunea mijlocie a antenulei, determinînd crearea unui aspect geniculat al acesteia. Astfel transformată, antenula diminuează posibilităţile de deplasare a indivizilor, servind însă la menţinerea femelei în timpul copulaţiei, deci intereselor „superioare" de perpetuare a speciei. O altă formă de manifestare a relaţiilor intraspecifice apare în urma împerecherii şi constă în aşa-numita grijă a părinţilor faţă de urmaşi. De exemplu, la cladocere, plasarea efipiilor în zone liniştite ale biotopului profundal, ce prezintă siguranţă, reprezintă o formă pasivă a grijii faţă de generaţia viitoare.

Relaţiile interspecifice cuprind forme de manifestare foarte diverse şi abordarea lor trebuie făcută prin prisma rolului lor în desfăşurarea principalelor funcţii ale comunităţii zooplanctonice. **R e l a ţ i i l e t r o f i c e** se concretizează în mod necesar prin lanţuri şi reţele trofice, esenţa acestor legături constînd în faptul că fiecare specie reprezintă o verigă în mecanismul de circulaţie şi transformare a substanţelor şi energiei în ecosistem (Rujinschi, 1975). Prin poziţia lor de consumatori, organismele zooplanctonice au un rol determinant în circuitul materiei şi energiei în ecosistemele acvatice. Ele asigură transferul de substanţe şi energie de la producătorii primari (fitoplancton), către consumatorii de ordin superior, intrînd în lanţuri trofice scurte de genul alge - zooplancton - peşti, asigurînd astfel transferul substanţei organice cu eficienţă maximă (fig. 10). Totuşi, în bazinele acvatice reţelele trofice sunt foarte complexe şi de puţine ori iau această formă liniară (Ravera, 1996). De exemplu, zooplanctonul de talie mică reprezintă hrana favorită a larvelor de *Chaoborus*, care sunt la rîndul lor preferate de peşti.

În ecosistemele acvatice, organismele zooplanctonice filtratoare sunt principalii consumatori de detritus vegetal şi animal aflat în suspensie în masa apei şi pe fundul bazinelor, transformînd direct materia organică moartă în biomasă pentru veriga trofică superioară, scurtînd astfel lanţurile trofice şi

accelerînd circuitul materiei în ecosisteme. Unele specii precum cladocerele *Chydorus sphaericus, Bosmina longirostris, Leydigia leydigi* se hrănesc atît cu alge cît şi cu detritus. Aceste organisme aparţin astfel la două lanţuri trofice diferite şi constituie puncte nodale în formarea unor reţele trofice complexe. Speciile detritivore de zooplancton împreună cu organismele bacteriene împiedică aglomerarea pe fundul bazinelor acvatice a resturilor organice vegetale şi animale, contribuind astfel la menţinerea calităţii apei în ecosistemele acvatice.

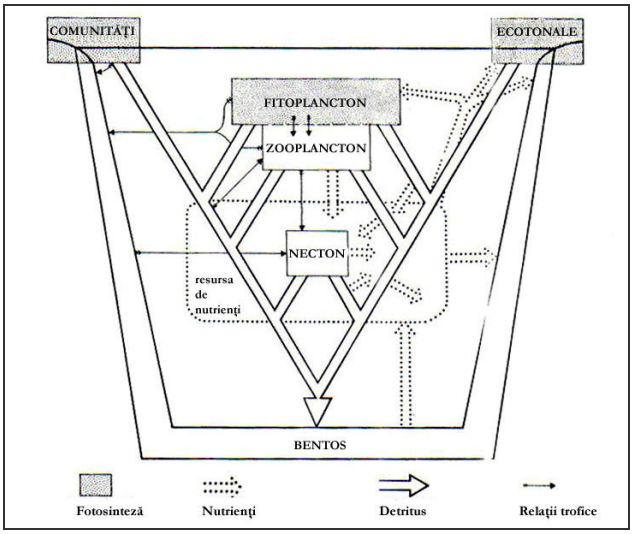


Fig. 10 Reprezentare diagramatică a inter-relaţiilor stabilite între compartimentele cele mai importante ale unui ecosistem acvatic lentic (după Barnes, 1980)

Competiţia interspecifică este definită ca interacţiunea dintre populaţiile/speciile ce utilizează resurse similare (Lampert şi Sommer, 2007) şi poate duce la o excludere totală a uneia dintre ele. Este bine documentată de exemplu competiţia dintre rotifere şi cladocere, rotiferele neajungînd niciodată la abundenţe mari în prezenţa cladocerelor de talie mare, ce pot limita dezvoltarea rotiferelor fie direct, fie indirect (Dawidowicz şi Pijanowska, 1991).

Prădătorismul exercitat de zooplanctonul erbivor poartă denumirea de *„grazing"* şi se referă la interacţiunile în care algele şi bacteriile formează

organismele-pradă. Indivizii de zooplancton pot ingera hrana fie prin fagocitoză (ca în cazul protozoarelor), filtrare (majoritatea cladocerelor şi rotifere) sau capturare activă (copepode). Majoritatea organisemelor definite în mod tradiţional drept „erbivore" sunt de fapt omnivore, deoarece consumă şi protozoare sau bacterii dacă au aceleaşi dimensiuni ca algele. Acest mod de hrănire omnivor este facilitat în ecosistemele acvatice (spre deosebire de mediul terestru) de faptul că biomasa vegetală şi animală diferă puţin în ceea ce priveşte conţinutul lor proteic, raportul C:N şi conţinutul de polimeri structurali (Lampert şi Sommer, 2007).

Succesiunea sezonieră a fitoplanctonului este controlată de zooplanctonul erbivor (prin biomasă, dimensiune etc.), alături de disponibilitatea nutrienţilor (în special N şi P) şi procentul de alge „comestibile" din comunitate. Impacturi mici din partea zooplanctonului erbivor ar putea fi cauzate de impacturi anterioare mult mai intense, ce au determinat dominaţa speciilor fitoplanctonice rezistente la prădare (Vanni şi Tempte, 1990).

Studii recente au demonstrat că microcrustaceele planctonice au capacitatea de a selecta hrana pe care o consumă. Implicaţiile acestei trăsături sunt foarte importante, atît din punct de vedere al eficienţei ingerării de hrană, dar şi din punctul de vedere al reglării populaţiilor-pradă. În cazul crustaceelor filtratoare, dimensiunile particulelor de hrană ce pot fi extrase din masa apei depinde de morfologia setelor aflate pe apendici, de caracteristicile fizice ale suprafeţelor filtratoare şi a particulelor şi, în final, de mişcările executate de organism, ce favorizează concentrarea particulelor spre sete. De exemplu, la copepodele erbivore, apendicii funcţionează ca nişte lopeţi ce antrenează particulele nutritive pentru a le concentra (Brendelberger şi colab., 1986). La anumite concentraţii de hrană, eficienţa filtrării depinde de dimensiunile

particulelor de hrană. De obicei, ratele de filtrare cresc odată cu sporirea lungimii corpului şi cu creşterea temperaturii (Peters şi Downing, 1984).

Sunt multe studii ce susţin selectivitatea hrănirii în funcţie de dimensiunea prăzii dar şi a prădătorului: la erbivorii de talie mică (rotifere, *Bosmina*, nauplii) mai mult de 90% din hrană este formată din nanoplancton (1 - 20 μm) (Ross şi Munawar, 1981). Pe de altă parte, s-a dovedit că speciile zooplanctonice de talie mare au un spectru mai larg al dimensiunii prăzii, fenomen descris foarte bine la cladocere (fig. 11) (Gliwicz, 1990). Distribuţia pe clase de dimensiune a fitoplanctonului este determinată de dominanţa algelor mici aflate în competiţie pentru resurse în cazul prezenţei cladocerelor mari (un exemplu ar fi lacurile oligotrofe) şi, dimpotrivă, de dominanţa algelor mari care nu sunt consumate de cladocerele de talie mică (aşa cum se întîmplă în lacurile eutrofe). În al doilea caz, presiunea prădătorilor de talie mică este prea scăzută pentru a permite egalizarea ratelor reproductive (Gliwicz, 1990).

Un aspect interesant îl reprezintă faptul că ingestia de alge de către crustaceele filtratoare nu se continuă neaparat cu utilizarea şi asimilarea lor de către prădători. În unele cazuri, algele cu pereţi celulari duri sau cu scuturi gelationase, pot trece prin sistemul digestiv al organismelor zooplanctonice şi pot rămîne viabile (Porter, 1975). Sporirea ratelor de creştere la unele alge după trecerea prin sistemul digestiv al organismelor zooplanctonice ar putea fi rezultatul absorbţiei de nutrienţi, cum ar fi fosforul, rezultaţi din degradarea şi digestia altor alge. Fenomenul de selectivitate al hranei la crustaceele zooplanctonice poate duce la dispariţia unor specii-pradă din comunitatea planctonică, sau la reducerea abundenţelor anumitor populaţii algale, ceea ce modifică procesul de competiţie pentru anumite resurse. Pe de altă parte, hrănirea organismelor zooplanctonice cu o anumită specie algală poate avea drept rezultat o creştere a producţiei primare a speciei respective, prin

inducerea selectării de forme (genotipuri) cu creştere rapidă şi prin sporirea rezervelor de nutrienţi (Crumpton şi Wetzel, 1982).

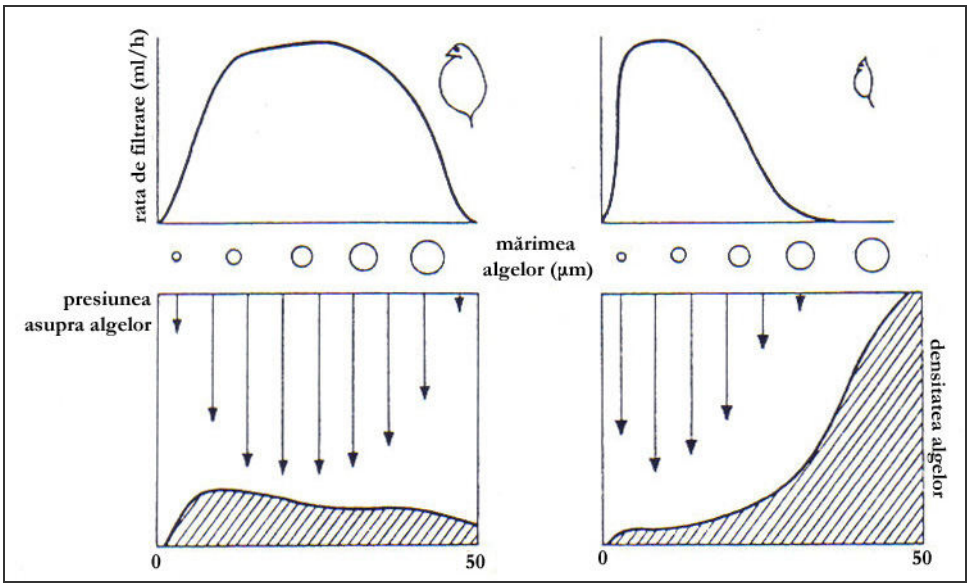


Fig. 11 Spectrul de dimensiune la hrana dafniidelor de talie mare (stînga) şi de talie mică (dreapta) (zona haşurată reprezintă densităţile algelor de diverse dimensiuni) (după Dawidowicz şi Gliwicz, 1987)

Spre deosebire de organismele filtratoare, care selectează hrana în primul rînd pe baza dimensiunilor, organismele ce se hrănesc activ, aşa cum este cazul copepodelor, sunt capabile să-şi selectează hrana pe baza calităţilor chimice („gust"), putînd chiar să distingă între celulele algale moarte şi cele vii (De Mott, 1986).

Calitatea hranei ingerate de microcustaceele zooplanctonice este un aspect foarte important. Procesele metabolice necesită în principal energie, pe cînd pentru creştere individuală sunt necesare unele substanţe esenţiale, cum ar fi anumite minerale. De exemplu, algele cu o rată de creştere scăzută rezultată din disponibilitatea scăzuta a fosforului, vor conţine mai puţin fosfor şi deci vor reprezenta o hrană de calitate inferioară pentru cladocere. Algele cu rate

mici de creştere au acelaşi conţinut în carbon per unitate de volum cu algele ce au rate ridicate de creştere, astfel că ambele sunt o sursă bună de energie. Dar erbivorele cu cerinţe nutriţionale mari în fosfor (ca *Daphnia*) sunt influenţate de cantităţile de minerale din hrana ingerată. Mai mult, pentru că bacteriile sunt o sursă esenţială de fosfor, ele reprezintă o importantă rezervă de hrană pentru crustaceele erbivore. Fig. 12 prezintă un model teoretic al variaţiilor ratei de creştere la populaţiile de zooplancton în condiţiile hranei de diferite calităţi. Calitatea hranei este măsurată ca diferenţa dintre creşterea în condiţiile unei hrane standard şi creşterea pe baza unui alt tip de hrană la o anumită cantitate de hrană (Sterner şi Schulz, 1998). Se observă din figură că în cazul tipului 2 de hrană suboptimală, populaţia poate compensa valoarea nutriţională slabă şi poate atinge creşterea populaţională maximă, ceea ce este imposibil în cazul tipului 3 de hrană. În studii experimentale, forma curbelor din fig. 12 poate varia foarte mult: de exemplu la *Daphnia* curba nu se plafonează, ci continuă să crească puţin cîte puţin odată cu niveluri tot mai mari de hrană (Lampert, 1977).

Prădătorismul exercitat asupra zooplanctonului influenţează semnificativ succesiunea şi succesul competitiv al populaţiilor zooplanctonice; prădătorismul poate fi exercitat de peştii zooplanctonofagi sau de nevertebrate acvatice, fie bentonice, fie chiar planctonice. În cazul peştilor-prădători, este evidentă favorizarea speciilor zooplanctonice de talie mai mică, deoarece peştii tind să consume cea mai mare pradă posibilă, datorită eficienţelor energetice crescute. Relaţia dintre selectarea hranei pe baza dimensinilor şi eficienţa prădării a fost demonstrată de exemplu la specia *Lepomis macrochirus,* specie ce habitează multe bazine acvatice din zonele temperate (Werner, 1974). Ratele de creştere au sporit semnificativ odată cu creşterea taliei prăzii ingerate. Astfel, selectivitatea prăzii este relaţionată cu perioada de timp alocată pentru prinderea prăzii şi pentru ingerarea propriu-zisă a ei.

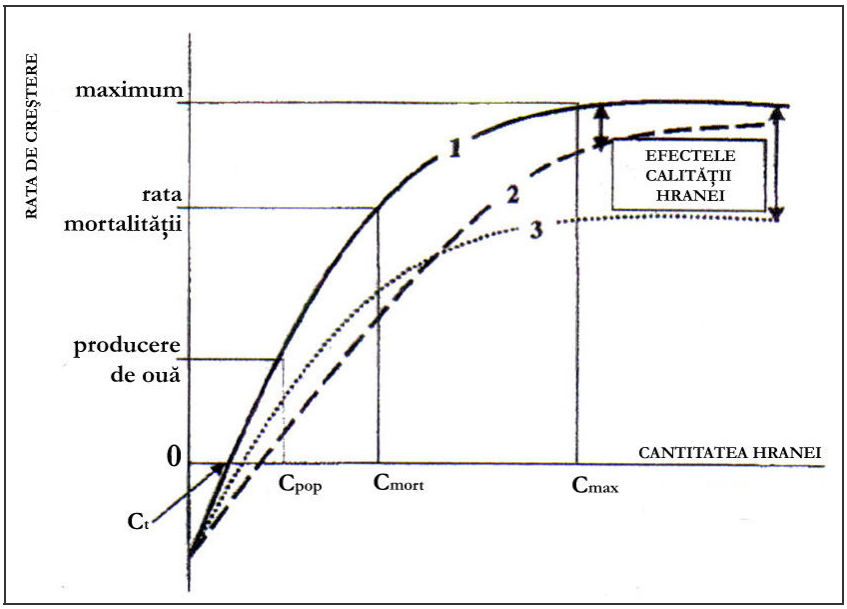


Fig. 12 Relaţia teoretică dintre cantitatea de hrană (în unităţi de carbon) şi rata de creştere la zooplancton (unităţi de carbon cîştigate per individ într-o anumită perioadă) la trei tipuri diferite de hrană: tipul **1** (linia continuă) este hrana standard sau „ideală"; tipul **2** (linia întreruptă) şi tipul **3** (linia punctată) sunt tipuri de hrană suboptimale (C se referă la concentraţia de hrană; C_t – pragul concentraţiei de hrană la care rata de creştere este exact zero; C_{pop} – pragul populaţional al concentraţiei de hrană la care producerea de ouă devine posibilă; C_{mort} – concentraţia de hrană necesară să egalizeze creşterile cu pierderile prin mortalitate; C_{max} – cea mai mică concentraţie de hrană ce poate susţine creşterea populaţională maximă posibilă) (din Sterner şi Schulz, 1998)

În cazul abundenţelor scăzute ale populaţiilor-pradă, atunci cînd timpul de căutare este lung, peştii se hrănesc cu organisme de diferite mărimi. Atunci cînd abundenţa prăzii creşte şi timpul de căutare scade, speciile-pradă de talie mică sunt din ce în ce mai puţin consumate, sau chiar ocolite. Galbraith (1966) oferă un alt exemplu asupra selectivităţii prăzii la peşti şi consecinţele acestui lucru asupra succesiunii la populaţiile-pradă. El a observat că într-o perioadă de 4 ani după introducerea peştilor planctonofagi într-un lac din Michigan, lungimea indivizilor de *Daphnia pulex* a scăzut de la 3 mm la mai puţin de 1,5 mm. Avînd în vedere că la această specie indivizii se pot reproduce doar după

ce depăşesc lungimea de 1,5 mm, *D. pulex* a fost înlocuită de cladocere mai mici ca *D. galeata, D. retrocurva* sau *Bosmina.*

Un model simplificat al influenţei prădătorilor asupra dimensiunilor zooplanctonului este prezentat în figura 13. Astfel, ca o regulă generală, peştii zooplanctonofagi consumă de obicei prada mai mare şi cea mai uşor de capturat. Cu toate acestea, peştii pot deveni specialişti: Brooks (1968) descrie dieta speciilor de coregonide ca fiind compusă în cea mai mare parte din indivizi de *Daphnia*, în ciuda faptului că şi alte specii de copepode erau prezente în densităţi mari în mediu, o explicaţie plauzibilă putînd fi capacitatea de învăţare a peştilor în ceea ce priveşte prada cea mai uşor de capturat.

De asemenea, Barnhisel (1991) a demonstrat că presiunea de prădare asupra unor specii depinde şi de dimensiunea prădătorilor. Peştii juvenili de dimensiuni mici nu pot consuma cladocerul *Bythotrephes cederstroemi*, care prezintă un spin lung de aproximativ 10 mm (de 5 ori mai mare decît lungimea corpului), în timp ce peştii de dimensiuni mari (*Alosa*) sunt mai eficienţi în găsirea şi consumarea acestui cladocer decît limnologii, care au raportat densităţi mai mici în pelagialul lacului comparativ cu stomacurile de peşte.

Prădătorismul exercitat de peşti conduce la o evoluţie şi diversificare a tiparelor de alocare a energiei pentru creştere şi reproducere la organismele-pradă, ce influenţează dimensiunile la prima reproducere („*size at first reproduction*"). Acest fenomen a fost descris pentru *Daphnia magna* (Lampert, 1994), observîndu-se că dimensiunea dafniilor la prima reproducere în condiţiile unei presiuni de prădare ridicate din partea peştilor a fost mai mică, pentru a permite cel puţin o reproducere pînă cînd probabilitatea de a fi capturate devine prea mare.

În ceea ce priveşte organismele prădătoare nevertebrate, efectul acestora asupra populaţiilor este diferit comparativ cu peştii zooplanctonofagi, deoarece modul de detectare al prăzii este diferit: cele mai multe specii folosesc

receptarea pe cale chimică sau mecanică. De asemenea, selectarea hranei se face în conformitate cu dimensiunile individuale ale prădătorilor, singurul prădător ce reuşeşte să prindă pradă mai mare decît lungimea sa este larva coleopterului *Dytiscus* pentru că se foloseşte de injectarea substanţelor otrăvitoare (Lampert şi Sommer, 2007).

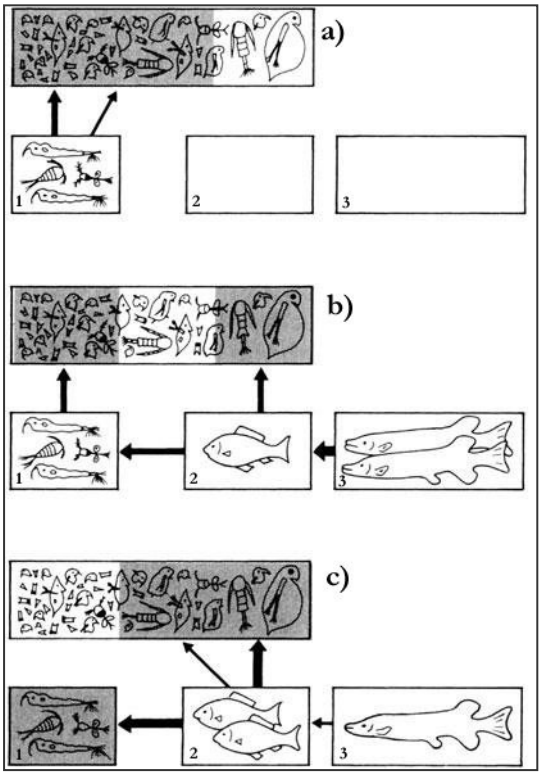


Fig. 13 Efectele diferitelor categorii de organisme prădătoare nevertebrate şi vertebrate, asupra structurii pe dimenisiuni a comunităţii zooplanctonice; **1** – zooplancton prădător; **2** – peşti zooplanctonofagi; **3** – peşti răpitori; **a)** - nu există peşti zooplanctonofagi iar zooplanctonul este de dimensiuni mari; **b)** - populaţie mare de peşti răpitori, puţini peşti zooplanctonofagi, plancton de dimensiuni medii; **c)** - puţini peşti răpitori, mulţi peşti zooplanctonofagi, zooplancton mic (zona gri arată densităţi scăzute la zooplancton) (după Lampert, 1987)

Dintre prădătorii din comunitatea de zooplancton amintim rotiferul *Asplanchna*, speciile de cladocere din genurile *Leptodora*, *Bythotrephes* şi *Polyphemus* şi multe specii de ciclopide, care odată cu dezvoltarea ontogenetică de la stadiul IV la stadiul V de copepodit îşi completează dieta pe bază de alge cu nauplii, copepodiţi mai mici, cladocere, chiar alevini de peşte.

Relaţiile dintre grupele principale de zooplancton din bazinele acvatice, rotifere, cladocere şi copepode, sunt influenţate în primul rînd de competiţia

pentru aceleaşi resurse de hrană (fitoplancton în cazul rotiferelor şi a cladocerelor filtratoare) dar şi de modelul variabil de hrănire al copepodelor, atît ierbivor cît şi carnivor. Cele mai multe specii de copepode, în special în ultimele stadii de dezvoltare (copepodiţi IV/V şi adulţi) sunt prădători eficienţi, hrănindu-se cu protozoare, rotifere sau cladocere mici, însă algele pot reprezenta o parte importantă din dieta lor (Santer, 1993). Copepodele ciclopide pot ataca, captura şi ingera organisme-pradă de cîteva ori mai mari decît lungimea corpului lor (Williamson, 1983). Strickler (1977) descrie modul de găsire a prăzii de către copepode, prin detectarea urmelor de microturbulenţă lăsate de organismele-hrană.

Larvele macronevertebratului bentonic *Chaoborus* reprezintă prădători vorace ce se hrănesc cu alge şi zooplancton în genere de talie mică (rotifere, nauplii şi cladocere mici). Impactul poate fi important în cazul cladocerelor de dimensiuni reduse şi poate schimba balanţa comunităţilor de cladocere zooplanctonice în favoarea speciilor de talie mare (Lynch, 1979). Totuşi există cazuri în care larvele de *Chaoborus* au preferat indivizii de dimensiune medie de *Daphnia*, probabil datorită menţinerii eficienţei ratei de întîlnire a prăzii şi a eficienţei de atac (Riessen, 1994).

În studiile limnologice relativ recente au apărut cîteva teorii şi concepte legate de aspectele relaţiilor trofice dintre componentele biocenozei zooplanctonice. Astfel, *ipoteza eficienţei dimensiunilor individuale („size efficiency hypothesis")* (Brooks şi Dodson, 1965) este o încercare de a explica relaţia invers proporţională dintre abundenţele zooplanctonului erbivor de talie mică şi de talie mare din lacuri. Conform acestei ipoteze, zooplanctonul de talie mai mare are o eficienţă de filtrare mai mare, pentru că poate ingera şi particule de dimensiuni ridicate. Astfel, eficienţa mai mare de hrănire duce la cerinţe metabolice mai mici per unitate de masă, permiţînd investirea unei cantităţi mai mari de energie în producţia de ouă. De aceea, atunci cînd presiunea de prădare

din partea peştilor este mică, erbivorele zooplanctonice de dimensiuni reduse vor fi eliminate prin competiţie cu zooplanctonul de talie mare. Atunci cînd prădătorismul exercitat de peşti este semnificativ, procesul de selectivitate a hranei va duce la eliminarea formelor zooplanctonice mari, permiţînd astfel formelor mici să devină dominante. Cînd fenomenul de prădătorism are intensitate moderată, speciile de zooplancton de talie mare sunt în general menţinute în abundenţe reduse, ce permit coexistenţa cu competitori de dimensiuni mai mici.

Deşi mult contestată, această teorie a pus la dispoziţie instumentele experimentale pentru testarea conceptelor de control „*top-down"* şi „*bottom-up"* şi cel de cascadă trofică. C*ascadele trofice* (concept introdus de Paine în 1980) se referă la procesele de prădătorism exercitate de peştii zooplanctonofagi şi/sau de nevertebrate, ce afectează structura comunităţilor zooplanctonice şi eficienţa ei în hrănirea cu fitoplancton. Practic conceptul se referă la faptul că impactul semnificativ din partea peştilor zooplanctonofagi declanşează o cascadă de reacţii ce culminează cu schimbarea compoziţiei fitoplanctonului. Totuşi, o serie de contraargumente neagă veridicitatea acestei teorii, iar unul dintre ele se referă la multitudinea de mecanisme compensatorii (adaptative) ce apar aproape imediat după exercitarea presiunilor de prădătorism.

Conceptul controlului de sus în jos „*top-down*" şi de jos în sus „*bottom-up*" pleacă de la ideea că zooplanctonul, ocupînd o poziţie centrală în lanţurile trofice pelagice, este controlat atît de jos în sus (prin cantitatea şi calitate hranei ce influenţează fecunditatea indivizilor) dar şi de sus în jos (prin prădătorism, ce are efecte asupra mortalităţii) (fig. 14). Astfel, organismele zooplanctonice trebuie să fie foarte eficiente în utilizarea resurselor de hrană, trebuie să fie buni competitori şi să îşi desăvîrşească mecanisme de apărare atunci cînd presiunea prădătorilor este ridicată (Lampert, 1997).

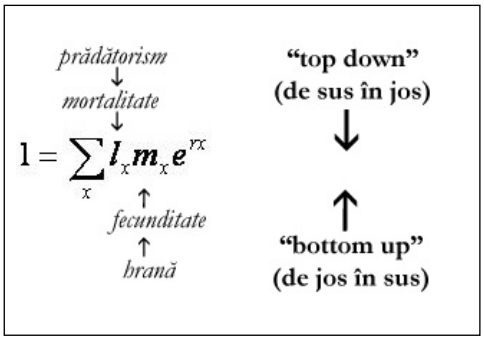


Fig. 14 Ecuaţia lui Euler ce simbolizează efectele combinate ale proceselor *top-down* (de sus în jos) şi *bottom-up* (de jos în sus) cu influenţă asupra fitnessului zooplanctonului (**r** – rata instantanee de creştere a populaţiei; $\mathbf{m_x}$ – fecunditatea dependentă de vîrstă; $\mathbf{l_x}$ – probabilitatea de supravieţuire la o anumită vîrstă (după Lampert şi colab., 1992)

Relaţiile interspecifice legate de **răspîndirea speciilor** se întîlnesc frecvent şi sunt foarte variate. De exemplu, se stabilesc relaţii între diferite specii de crustacee planctonice şi unele specii de păsări acvatice (*Larus larus, Anas platyrhyncos* etc.). Odată cu noroiul care se prinde pe labele sau penajul păsărilor, pot fi transportate dintr-un bazin în altul ouăle de rezistenţă ale cladocereleor, sau chiar mici organisme (în special chidoride). Aceste relaţii, aparent întîmplătoare şi care nu totdeauna se soldează cu transportul orgnismelor zooplanctonice sau a formelor lor de rezistenţă într-un biotop favorabil, prin frecvenţa lor, capătă un rol însemnat în răspîndirea speciilor şi popularea altor biocenoze (Rujinschi, 1975).

2.6. Microcrustaceele planctonice în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor lentice

Problema deprecierii calităţii resurselor de apă primeşte o atenţie bine-meritată în ultimele decade, în special datorită faptului că factorul uman a devenit la fel de important ca modificările geo-chimice şi biologice naturale din ecosistemele acvatice. Modificările survenite la nivelul bazinului de drenaj, deversarea efluenţilor industriali şi a apelor menajere neepurate sau scurgerile

din zonele agricole au dus la modificări în ciclurile geo-chimice ale elementelor din bazinele acvatice dar şi la acumularea substanţelor toxice cu influenţe grave asupra comunităţilor biotice. Calitatea apei este definită ca fiind totalitatea proprietăţilor rezultate din procese chimice, fizice şi biologice la nivelul ecosistemului acvatic dar şi a bazinului de drenaj al acestuia (Moiseenko, 2005). Odată cu reglementările legale europene vizînd stabilirea unui cadru de acţiune comunitar în domeniul politicii apei (Directiva Parlamentului şi a Consiliului European 60/2000/EC), termenul de „stare ecologică" a fost preferat celui de „calitate a apei", deoarece include mai multe aspecte, legate de elementele biologice, hidromorfologice, chimice şi fizico-chimice proprii bazinelor acvatice. Deşi pentru lacuri elementele biologice nu includ şi componenta zooplanctonică (aceasta fiind considerată ca fiind furnizor de informaţii utile doar în anumite cazuri ca eutrofizare sau poluări accidentale, conform Ord. de ministru nr. 31 din 2006 şi a Ord. nr. 161 din 2006), nu se poate nega importanţa acesteia în desfăşurarea proceselor funcţionale ale oricărui sistem lentic.

Există două categorii de metode biologice pentru estimarea stării ecologice a bazinelor acvatice. Prima se referă la evaluarea activităţii biologice a unei substanţe (*„bioassay"*) ce determină efectele concentraţiilor letale şi subletale ale poluanţilor asupra organismelor vii în condiţii de laborator (*ex-situ*). Zooplanctonul se pretează foarte bine la aceste teste ecotoxicologice, datorită adaptabilităţii crescute la condiţiile de laborator şi sensibilităţii mari la substanţele toxice. În special cladocerele sunt subiecţi perfecţi pentru astfel de studii, folosite pe scară largă pentru determinarea toxicităţii acute sau cronice a apei. A doua categorie de metode se referă la evaluarea *in-situ* a stării ecologice a bazinelor acvatice pe baza parametrilor biologici specifici (*„bioindication"*), fiecare grup de organisme prezentînd avantaje şi dezavantaje la utilizarea în astfel de studii (Moiseenko, 2005).

Compoziţia specifică a zooplanctonului dintr-un ecositem lentic rămîne aproximativ constantă într-o perioadă de timp, astfel că apariţia sau dispariţia bruscă a unor specii poate indica schimbări în calitatea apei datorate deversărilor de substanţe toxice, eutrofizării etc. Din acest punct de vedere, un program de monitoring desfăşurat pe o perioadă lungă de timp, privind structura comunităţilor zooplanctonice poate elucida aspecte legate de starea ecologică a ecosistemelor lentice şi poate face diferenţa dintre efectele normale induse de succesiunea anotimpurilor în comunitatea zooplanctonică şi modificările de natură antropogenă.

Starea trofică a unui bazin acvatic este cel mai adesea caracterizată de concentraţiile de nutrienţi şi de clorofila *a*, iar termenul de eutrofizare este folosit pentru a descrie efectele biologice ale creşterii concentraţiei nutrienţilor necesari producătorilor primari, de obicei azot şi fosfor. Aceste efecte resimţite de comunitatea zooplanctonică pot fi apreciate prin urmărirea variaţiilor cantitative şi calitative petrecute în timp, corelate cu valorile nutrienţilor din apă şi prin compararea structurii zooplanctonului din lacuri cu niveluri trofice diferite (Ravera, 1996). McNaugh (1975) a identificat cauzele înlocuirii copepodelor calanoide de cladocere în lacurile eutrofe, punîndu-le pe seama dimensiunilor, a ratei natalităţii, a activităţii de filtrare şi a ratei de ingerare a hranei la speciile zooplanctonice în relaţie cu abundenţa şi dimensiunile fitoplanctonului. Diaptomidele (copepode calanoide) sunt mai abundente în lacuri oligotrofe caracterizate prin fitoplancton mic cu densităţi scăzute, datorită ratei mari de filtrare şi de ingerare a hranei. Pe de altă parte, *Bosmina* poate atinge densităţi populaţionale mari în bazine eutrofizate datorită ratelor mari de natalitate şi a capacităţii de a se hrăni cu celule algale de diverse mărimi. *Daphnia* ar putea fi abundentă în ambele tipuri de bazine datorită fertilităţii crescute, a ratei de filtrare şi a capacităţii de a utiliza alge de diferite mărimi. Aceste ipoteze emise de McNaugh au fost confirmate de studii de lungă durată

realizate în Laggo Maggiore între 1909 şi 1973 (Ravera, 1996). Aici, creşterea abundenţelor speciilor *Daphnia hyalina* şi *Chydorus sphaericus* în coloana de apă şi descreşterea densităţilor copepodului *Mesocyclops leuckarti* ar putea sugera creşteri în nivelul trofic al lacului. În lacul Lugano s-a descris o situaţie similară, prin dispariţia a două specii de copepode diaptomide şi două specii de *Sida* (cladocere), în paralel cu apariţia speciei *Daphnia obtusa*, o formă tipică pentru bazine mici, bogate în nutrienţi (Ravera, 1977). Şi Gliwicz (1969) descrie în lacurile poloneze creşterea proporţiei de cladocere şi rotifere în detrimentul copepodelor calanoide în condiţii de eutrofie, iar exemplele ar putea continua şi cu studii de caz realizate pe continentul nord-american (Gannon, 1972). Mai mult, există unele studii care recomandă folosirea zooplanctonului de talie mare pentru reducerea încărcăturii de nutrienţi din iazuri, rezultatele indicînd o îmbunătăţire a transparenţei apei (Gerasimova şi Pogozhev, 2002). Jeppesen şi colab. (1999) arată că zooplanctonul joacă un rol important în menţinerea condiţiilor de transparenţă ridicată în lacurile eutrofe bogate în macrofite, prin presiunea de prădare exercitată asupra fitoplanctonului, ce are efecte şi asupra concentraţiei de detritus şi particule anorganice aflate în suspensie în apă.

În ceea ce priveşte clasificarea nivelurilor trofice din lacuri folosind speciile zooplanctonice ca bioindicatori, se găsesc în literatură numeroase încercări. De exemplu, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* dintre cladocere, *Acanthocyclops bicuspidatus* dintre copepode sau *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *Keratella cochlearis* f. *tecta*, *Trichocerca* sp. dintre rotifere, au fost propuse ca indicatori ai unor ape foarte productive. Pe de altă parte, este dificil de identificat nivelul trofic al unui lac doar pe baza prezenţei a cîtorva specii, dacă alte caracteristici ale comunităţii de zooplancton nu sunt considerate (structură, variaţii sezoniere, presiunea prădătorilor etc.). De aceea, folosirea grupurilor de specii zooplanctonice ca „indicatori" prin prezenţa sau absenţa din mediu, pot oferi informaţii mai exacte asupra nivelului trofic al lacului, deoarece la

folosirea unei singure specii există riscul ca populaţia la care ne referim să fie un ecogenotip particular adaptat la mediul specific în care trăieşte, avînd astfel caracteristici diferite de alte populaţii ale aceleiaşi specii (Ravera, 1996). Atunci cînd se pot face comparaţii cu date despre comunitatea zooplanctonică anterioare creşterii concentraţiei de nutrienţi, se pot urmări relativ uşor modificările în structura biocenozei şi consecinţele eutrofizării. Altă metodă ar fi compararea zooplanctonului actual cu distribuţia pe verticală a resturilor organismelor din carote de sediment, deşi rezultatele sunt limitate la speciile ale căror corpuri au rezistat degradării. Există de asemenea multe studii care sprijină teoria conform căreia diversitatea zooplanctonului descreşte odată cu eutrofizarea treptată a bazinelor acvatice, datorită sporirii numărului speciilor rezistente şi scăderea sau dispariţia speciilor mai sensibile. Într-un lac eutrofizat, numărul de specii care imigrează este de obicei mai mic decît al celor care sunt eliminate. Astfel, folosirea indicilor de diversitate alături de colectarea unor probe reprezentative şi cu frecvenţă ridicată pot reprezenta o metoda simplă şi eficientă de a relaţiona nivelul de eutrofizare şi modificările survenite în comunitatea de zooplancton (Ravera, 1996).

Gradul de saprobitate al apei - cantitatea de materie organică nedegradată, poate fi indicat de speciile zooplanctonice (Sládeček, 1973). Astfel, pentru apele oligosaprobe pot fi considerate specii indicatoare rotiferele *Asplanchna priodonta* şi *Kellicottia longispina,* pentru apele β-mezosaprobe cladocerele *Chydorus sphaericus, Daphnia hyalina, Diaphanosoma brachyurum,* pentru apele α-β mezosaprobe rotiferele *Brachionus calyciflorus* şi *Keratella cochlearis* (Rujinschi, 1978). Numeroase studii arată că densităţile fitoplanctonice sunt menţinute la un nivel scăzut de către zooplanctonul filtrator pentru perioade de timp ce variază de la săptămîni (cum este cazul fazei de limpezire a apei – *„clear water phase"*) pînă la luni (în cazul iazurilor cu abundenţe mici ale ihtiofaunei).

Totuşi, este încă necunoscut pe deplin rolul zooplanctonului în **controlul fenomenului de „înflorire" a apei** (*„water bloom"*), cauzat de dezvoltarea fitoplanctonului la limita capacităţii de suport a mediului cu efecte biologice, fizice şi chimice adverse. În majoritatea cazurilor, cianobacteriile sunt grupul de organisme responsabil pentru astfel de „înfloriri", motivul fiind atribuit în primul rînd condiţiilor chimice din coloana de apă, dar şi faptului că zooplanctonul erbivor tinde să evite consumarea lor (Gliwicz şi Lampert, 1990). Evitarea consumării cianobacteriilor se pare că este legată de modul de hrănire a speciilor de zooplancton: copepodele (*Diaptomus* sp.) îşi pot selecta activ prada, pe cînd filtratorii generalişti ca *Daphnia* trebuie să cheltuie energie în plus pentru înlăturarea cianobacteriilor din tubul digestiv, de multe ori eliminînd şi alte alge cu valoare nutritivă mare. Acesta este motivul pentru care de multe ori cladocerele sunt înlocuite de copepode atunci cînd fitoplanctonul este dominat de cianobacterii (Schaffner şi colab., 1994). Totuşi, s-a demonstrat la *Daphnia magna* că este capabilă să dezvolte toleranţă la consumul de cianobacterii toxice din genul *Microcystis*, toxinele afectînd mai puţin populaţiile de cladocere expuse anterior la acestea (Gustafsson şi Hansson, 2004). Co-existenţa speciilor de *Daphnia* cu cianobacteriile, uneori cu realizarea de abundenţe mari ale populaţiei de cladocere în timpul înfloririi apelor cu cianobacterii, este pusă pe seama diferenţierilor intraspecifice apărute ca răspuns la expunerea la cianobacterii (Hietala şi colab., 2000). Astfel, „înfloririle" apei datorate cianobacteriilor au fost de cele mai multe ori asociate cu modificarea dominanţei speciilor de cladocere de talie mare în favoarea copepodelor, rotiferelor sau a cladocerelor mici (Gliwicz, 1977). Avînd în vedere faptul că speciile de cladocere filtratoare de talie mare au un spectru larg de hrană, incluzînd şi particule de dimensiuni mari, acestea sunt considerate a fi cele mai eficiente în controlul biomasei fitoplanctonice. Conform *ipotezei eficienţei dimensiunilor individuale („size efficiency hypothesis")* (Brooks şi Dodson,

1965), aceste specii de talie mare sunt competitori superiori pentru resurse limitate, adică pot creşte şi se pot reproduce mai bine la concentraţii mici de hrană comparativ cu speciile de talie mică, fiind astfel capabile să menţină fitoplanctonul la densităţi limitate pe perioade mai mari de timp. Totuşi, în unele cazuri, chiar la presiuni scăzute exercitate de peştii zooplanctonofagi, cladocerele de talie mare nu reuşesc să crească şi să se reproducă destul de repede pentru a preîntîmpina fenomenele de înflorire a apei (Gliwicz, 1990).

Biomanipularea este un concept introdus de Shapiro şi colab. în 1975 care se referă la un model de inginerie biologică în care biota este folosită pentru a reduce abundenţa unor specii fitoplanctonice sau a concentraţiilor unor nutrienţi. În mod general, termenul se referă la manipularea comunităţii de peşti pentru a reduce presiunea de prădare exercitată asupra zooplanctonului erbivor, urmată în teorie de o creştere a abundenţei şi dimensiunilor zooplanctonului (în mod particular a speciilor de *Daphnia*) ce cauzează o presiune sporită asupra fitoplanctonului şi în final transparenţă crescută. Numărul de peşti zooplanctonofagi poate descreşte prin introducerea peştilor piscivori sau prin recoltare masivă. Din numeroasele studii de caz publicate pe această temă reiese însă că nu doar procesele legate de lanţul trofic pelagic peşti - alge sunt afectate de biomanipulare, ci că există numeroase „efecte secundare" ce trebuiesc luate în considerare, cum ar fi: expansiunea macrofitelor submerse, concentraţii mici de nutrienţi ce se menţin scăzute după biomanipulare, creşterea abundenţei alevinilor de peşte (*„young of the year"*) ce se hrănesc cu zooplancton, odată cu reducerea competiţiei pentru hrană. Nu doar peştii zooplanctonofagi ar trebui luaţi în considerare pentru biomanipulare, ci şi cei bentofagi, deoarece prin modul lor de hrănire provoacă resuspensia particulelor din sediment, care poate cauza reducerea pătruderii luminii mai ales în bazinele puţin adînci. Au fost înregistrate totuşi şi cazuri în care efectul scontat al biomanipulării nu s-a produs, ci dimpotrivă, reducerea presiunii de

prădare exercitată de peştii zooplanctonofagi a dus la creşterea abundenţei copepodelor ciclopide şi deci a prădătorismului exercitat de acestea asupra zooplanctonului erbivor (Blumenshine şi Hambright, 2003). Pe de altă parte, biomanipularea poate avea efecte colaterale pozitive prin micşorarea proceselor de „înflorire" a apei ce urmează creşterii cantităţii de nutrienţi (*„nutrient pulses"*). Este încă neclar dacă aceste lucruri sunt adevărate în sistemele dominate de cianobacterii, care ar putea destabiliza controlul de jos în sus al zooplanctonului (Cottingham şi colab., 2004). Deşi biomanipularea presupune măsuri repetate ce trebuiesc aplicate ulterior îndepărtării peştilor zooplanctonofagi din bazinul acvatic, părerea unanimă a specialiştilor este că ea reprezintă un proces cu efecte pozitive dovedite, presupune costuri relativ scăzute şi poate fi folosită cu succes ca metodă de management în lacurile eutrofe (Hansson şi colab., 1998).

În literatura de specialitate se citează foarte puţini **indici biotici** dezvoltaţi pe comunităţile de zooplancton. Sládeček (1983) descrie un astfel de indice bazat pe rotifere, $C_{B/T}$, ce reprezintă raportul dintre numărul speciilor de *Brachionus* şi a celor de *Trichocerca*, iar interpretarea lui arată că la valori mai mici de 1 lacul este oligotrof, valorile cuprinse între 1 şi 2 indică mezotrofie iar valori ce depăşesc 2 sunt caracteristice lacurilor eutrofe. Tot nivelul trofic este reflectat şi de indicele ce consideră raportul dintre copepodele calanoide şi copepodele ciclopide alături de cladocere (calanoide/ciclopide-cladocere); valori mari ale acestui raport oglindesc condiţii oligotrofe pe cînd valori mici hipertrofie (Dussart şi Defaye, 2001).

Recent s-a încercat definirea unor **parametri bazaţi pe comunităţile de zooplancton** pentru caracterizarea stării ecologice a lacurilor, în cooncordanţă cu Directiva Parlamentului şi a Consiliului European 60/2000/EC, care stipulează ca aceşti parametri să fie exprimaţi ca valori numerice cuprinse între 0 şi 1 (1 reprezentînd stare ecologică foarte bună), traduse în cinci clase de

calitate. Török şi colab. (2008) publică un studiu extins de estimare a stării ecologie în cîteva lacuri din Delta Dunării, în care prezintă doi astfel de parametri, pentru care limitele dintre clasele de calitate au fost definite conform sistemului ECOFRAME (Moss şi colab., 2003): raportul dintre numărul (densitatea) speciilor de talie mare de cladocere şi numărul total de cladocere pe de o parte şi raportul dintre biomasa zooplanctonului şi clorofila *a* pe de altă parte.

3. MATERIAL ŞI METODE

Anterior prezentării şi comentării rezultatelor obţinute, se impune o descriere rezumativă a metodelor folosite în prelevarea şi analizarea probelor de crustacee zooplanctonice din Lacul Ştiucii şi din iazul piscicol Ţaga Mare.

Staţiile şi programul de colectare a probelor

Alegerea staţiilor de colectare trebuie să cuprindă cele mai semnificative zone ale ecosistemelor cercetate (zone de adîncime, zone litorale, zone cu substrat diferit etc.). Pentru Lacul Ştiucii, au fost considerate trei staţii de prelevare (fig. 15). Astfel, staţia **S1** a fost situată în centrul lacului (N 46,9676; E 23,9015), în zona de maximă adîncime (peste 6 m), unde nu se resimt influenţele malurilor. Staţia **S2** (N 46,9675; E 23,9040) a fost localizată în partea estică a lacului, aproape de pontonul cabanei A.J.P.S. de pe malul estic, în apropierea brîului de stuf ce înconjoară lacul, adîncimea maximă în acest punct depăşind cu puţin 2 m. Staţia **S3** a fost stabilită în partea de sud a lacului (N 46,9621; E 23,8969), într-o zonă închisă în întregime de vegetaţia palustră, cu adîncime mică, nedepăşind 2 m în centrul golfului astfel format. O singură staţie a fost considerată pentru prezenta lucrare pe iazul piscicol Ţaga Mare – **T1** (fig. 16), aceasta fiind localizată în jumătatea nordică a bazinului acvatic (N 46,9334; E 24,0764), la distanţe egale faţă de cele două maluri, adîncimea maximă în acest punct de prelevare nedepăşind în nici o dată de prelevare 2 m.

Probele s-au colectat din metru în metru de la orizonturi de adîncime succesive, pînă la adîncimea maximă aferentă fiecarei staţii de prelevare: de exemplu, de la staţia **S1,** la care adîncimea maximă a fost puţin peste 6 m, s-au prelevat probe biologice de la 7 niveluri de adîncime: suprafaţă, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m şi 6 m.

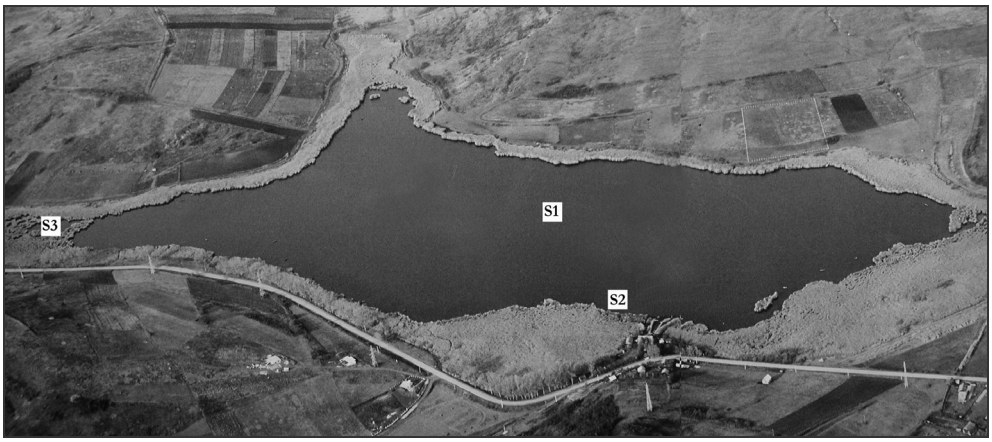


Fig. 15 Localizarea celor trei staţii de prelevare a probelor zooplanctonice (**S1**, **S2** şi **S3**) din Lacul Ştiucii (foto: Mihuţ. S., 2001, modificat din David, 2008).

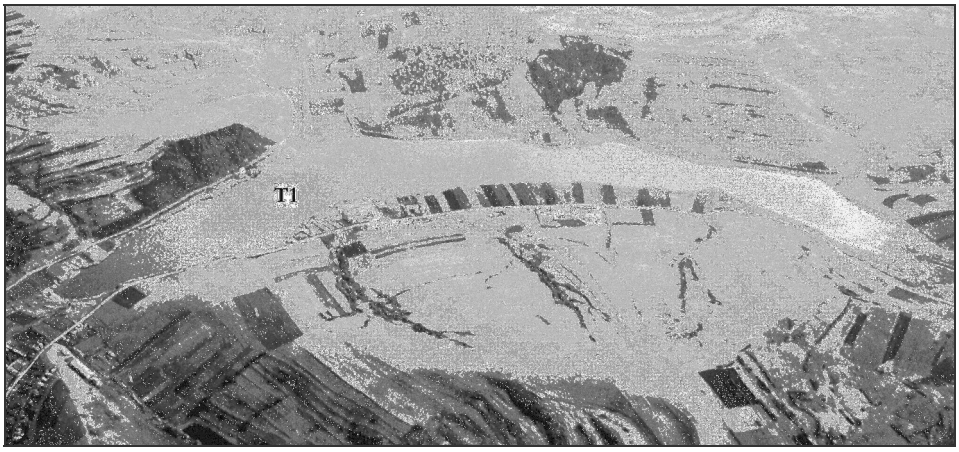


Fig. 16 Localizarea staţiei de prelevare a probelor zooplanctonice (**T1**) din iazul piscicol Ţaga Mare (foto: Mihuţ. S., 2001, modificat din David, 2008).

Pentru Lacul Ştiucii, studiul de faţă include rezultatele a doi ani de cercetări, prelevarea probelor începînd în luna mai 2003 şi încheindu-se în aprilie 2005. Frecvenţa colectărilor a fost lunară, datele de prelevare a probelor zooplanctonice fiind: 17.05.2003, 08.06.2003, 13.07.2003, 20.08.2003, 17.09.2003, 14.10.2003, 13.11.2003, 28.01.2004, 28.03.2004, 14.05.2004, 29.06.2004, 24.07.2004, 30.08.2004, 22.09.2004, 23.10.2004, 27.11.2004,

17.12.2004, 29.01.2005, 28.02.2004, 30.03.2005 şi 23.04.2005, în trei luni fiind imposibilă prelevarea de material biologic din motive obiective. În cazul iazului Ţaga Mare, studiul a inclus un an de prelevări lunare, datele de colectare fiind următoarele: 17.09.2003, 14.10.2003, 21.11.2003, 28.01.2004, 28.03.2004, 14.05.2004, 29.06.2004, 24.07.2004 şi 30.08.2004. În 7.07.2004 s-a realizat o campanie de pescuit în Lacul Ştiucii pentru analiza conţinutului stomacal la speciile de peşti comune din acest bazin acvatic. Prelevarea ihtiofaunei s-a realizat cu ajutorul a 3 setci (cu dimensiunile ochiurilor de 14, 20 şi 45 mm), pe o perioadă de 12 ore în timpul nopţii, din zona nordică a lacului cu adîncimi medii (2 - 4 m).

Probele cantitative de zooplancton au fost prelevate cu ajutorul capcanei de zooplancton de tip Schindler-Patalas (cu un volum de 10 litri) şi a fileului zooplanctonic (cu dimensiunea ochiurilor de 50/55 μm) prevăzut cu pahar cilindric colector. Volumul de apă filtrată a fost de 10 sau 20 de litri pentru fiecare probă, iar modul de prelevare a permis colectări punctiforme, capturîndu-se organismele zooplanctonice aflate la un moment-dat la o anumită adîncime. Conservarea s-a realizat în formol 4% la care s-a adăugat o soluţie saturată de sucroză (40 g/L), pentru a preveni avortarea spontană a ouălor şi umflarea carapacelor cladocerelor (conform metodei Haney şi Hall, 1973).

Prelucrarea materialului

Parametrii fizico-chimici ai apei (pH-ul, conductivitatea şi salinitatea, temperatura şi oxigenul dizolvat) au fost măsuraţi la fiecare dată de prelevare cu ajutorul pH-metrului CONSORT - model P902, a conductivimetrului CONSORT - model K911 şi a oxigen-metrului tip YSI - model 52, aparate periodic verificate şi calibrate. Valorile transparenţei apei au fost înregistrate cu

ajutorul discului Secchi. Toate măsurătorile au fost realizate *in situ* prin coborîrea senzorilor la adîncimi succesive (la intervale de 1 m).

Pentru analiza chimică a apei din cele două bazine analizate s-au prelevat probe de 1 litru în bidoane HDPE de la staţia **S1** pentru Lacul Ştiucii şi **T1** pentru iazul Ţaga Mare. Probele au fost transportate în laborator într-o cutie de polistiren cu baterii cu gheaţă iar în laborator au fost conservate la -20°C. Analiza chimică a apei a vizat analiza fosforului total (TP) şi a azotului total (TN); pentru validarea fiecărei determinări s-au realizat 3 repetiţii, rezultatul fiind exprimat ca media aritmetică a acestora. Citirea absorbanţelor s-a făcut la un spectrofotometru UV/VIS dublu fascicol de tip Jasco V-530. Pentru analiza fosforului total s-a folosit metoda Menzel şi Corwin (1965) cu persuflat de potasiu ($K_2S_2O_8$), ce determină transformarea fosforului organic în ortofosfat prin hidroliză realizată în autoclav la 120°C; după care fosfatul dizolvat s-a analizat conform metodei MRP (Fernandez şi colab., 1985). Pentru analiza azotului total s-a folosit metoda cu persuflat de potasiu şi autoclavare la 120°C (Metoda *Tentative*, Standard Methods, 1976).

Analiza calitativă a zooplanctonului din probele recoltate a presupus identificări pînă la nivel de specie pentru cladocere şi copepodele ciclopide; rotiferele prezente în probe au fost consemnate ca genuri principale. Determinarea principalelor grupe taxonomice de microcrustacee s-a realizat după Negrea (1983a) şi Dumont şi Negrea (2002) pentru cladocere şi după Damian-Georgescu (1963), Einsle (1993) şi Dussart şi Defaye (2001) pentru copepode.

Gradul de similaritate între lunile şi staţiile de prelevare s-a evaluat din punct de vedere calitativ. Indicele Dice (cunoscut şi sub denumirea de indice Sørensen, Sørensen, 1948) a fost folosit pentru a ilustra asemănarea dintre probe din punctul de vedere al prezenţei sau absenţei speciilor din staţiile şi lunile de prelevare, folosind următoarea formulă: $S = 2c/(a + b)$, unde S –

similaritatea calculată conform coeficientului Dice sau Sørensen; *a* - numărul de specii prezente în una din probe; *b* - numărul de specii prezente în cealaltă probă; *c* - numărul de specii comune. Coeficientul Dice variază între 0 şi 1 şi cu cît valoarea acestuia este mai aproape de 1, cu atît similaritatea este mai pronunţată. Reprezentarea grafică a similarităţii s-a făcut pe baza dendrogramelor realizate în programul **PAST (1.94b 2009).**

Pentru **numărarea organismelor zooplanctonice,** probele conservate au fost spălate cu un fileu cu dimensiunea ochiului de 50/55 μm. Volumul iniţial al probei colectată din teren a fost adus la un volum de 100 mL, din care s-a luat randomizat o subprobă de 10 mL. Organismele zooplanctonice din această subprobă s-au numărat la stereomicroscop, folosind o camera de numărat cu caroiaje cu volum de 10 mL. Pentru adîncimile la care s-au prelevat trei probe, s-au realizat mediile aritmetice între valorile obţinute în fiecare probă.

Abundenţa procentuală reprezintă raportul numeric procentual dintre grupele taxonomice prezente într-o probă. În lucrarea de faţă s-a calculat abundenţa numerică procentuală a grupelor majore de zooplancton (cladocere, copepode ciclopide şi rotifere), raportînd numărul de indivizi al fiecărui grup la numărul total de indivizi din probă, pentru fiecare dată de prelevare din cele două bazine acvatice considerate.

Densitatea (numărul de indivizi din fiecare specie raportat la unitatea de volum) s-a calculat folosind următoarea formulă (Clesceri şi colab. (red.), 1998): $x\ (/m^3) = (c\ v_1) / (v_2\ v)$; unde $\boldsymbol{x}$ reprezintă numărul de organisme extrapolat la metru cub; $\boldsymbol{c}$ este numărul de organisme numărate; $\boldsymbol{v_1}$ reprezintă volumul probei concentrate (100 mL); $\boldsymbol{v_2}$ reprezintă volumul din care s-au numărat indivizii (10 mL) şi $\boldsymbol{v}$ reprezintă volumul probei (exprimat în m^3). Pentru a obţine valorile densităţii organismelor zooplanctonice raportate la litru, rezultatul a fost împărţit la 1000 (Clesceri şi colab. (red.), 1998).

Estimarea biomasei cu ajutorul ecuaţiilor de regresie dintre lungime şi greutate reprezintă o metodă ce face posibilă calcularea greutăţii medii uscate a unei populaţii folosind estimările lungimii medii. Formula de calcul a biomasei este: $B = N * \overline{M}$, unde N = numărul de indivizi din populaţia analizată, estimat pe baza densităţii şi $\overline{M}$ = greutatea medie per individ (preferabil greutatea uscată, Pace şi Orcutt, 1981).

Ecuaţia generală care leagă lungimea de greutate este: $W = aL^b$, unde W = greutatea medie (µg); L = lungimea (mm); a şi b = constante ce depind de populaţia analizată. Pentru liniarizare se foloseşte logaritmarea, astfel ecuaţia devenind: $\ln w = \ln a + b \ln L$, unde: ln$w$ = logaritmul natural al greutăţii uscate; ln$a$ = estimata intersecţiei axei 0y; b = estimata pantei şi ln$L$ = logaritmul natural al lungimilor indivizilor din populaţie. Pentru o mai mare corectitudine a valorilor obţinute se recomandă folosirea unui factor de corecţie u (Bird şi Prairie, 1985), ce reflectă cît de mari sunt diferenţele dintre valorile obţinute ale variabilei dependente şi valorile corespunzătoare liniei de regresie în formula originală (aşa numitele abateri – *residuals*). Acest factor de corecţie are formula: u = RMS/2, unde RMS (*Residual Mean Square*) reprezintă un parametru ce arată puterea de extrapolare a regresiei originale şi este suma pătratelor abaterilor raportată la gradele de libertate aferente. Din fiecare valoare logaritmată a lungimii se obţine estimata ln$w$ pentru fiecare individ în parte, se readuce la dimensiune liniară (w) şi se calculează media aritmetică ce reprezintă valoarea medie per individ $\overline{M}$ (Bird şi Prairie, 1985).

Pentru lucrarea de faţă s-au realizat măsurători de lungime conform metodei Culver şi colab., 1985 pentru toate speciile de cladocere şi copepode ciclopide din Lacul Ştiucii şi din iazul piscicol Ţaga Mare. Pentru speciile comune, prezente în general în număr mare la toate staţiile şi la toate adîncimile de prelevare, s-au măsurat pînă la 15 indivizi per orizont de adîncime, pe cînd

la speciile sporadice s-au măsurat toţi indivizii din camera de numărare. Numărul total de indivizi măsuraţi a fost de 28.620 în Lacul Ştiucii (14.579 indivizi de cladocere şi 14.041 de copepode) şi 1.577 în iazul Ţaga Mare (525 cladocere şi 1.052 copepode).

Estimarea biomasei la cladocere s-a realizat separat pentru femele partenogenetice (ovigere şi neovigere), femele gamogenetice şi masculi, deşi ultimele două categorii au apărut în număr mic. Pentru copepode, stadiile naupliare şi copepodiţii au fost consideraţi împreună, în timp ce pentru adulţi s-a făcut diferenţierea între femele (ovigere şi neovigere) şi masculi.

Pentru majoritatea speciilor de cladocere şi copepode utilizarea ecuaţiilor de regresie din literatura de specialitate nu a fost o problemă: pentru *Alona rectangula, Chydorus sphaericus, Daphnia galeata, Pleuroxus aduncus, Scapholeberis mucronata* şi *Simocephalus vetulus* s-au folosit ecuaţiile inluse în Dumont şi colab., 1975; pentru *Mesocyclops leuckarti* şi *Thermocyclops crassus* s-au preluat din Bottrell şi colab., 1976; pentru *Ceriodaphnia pulchella, Daphnia cucullata* şi pentru copepodiţii de ciclopide din Michaloudi, 2005; pentru *Ilyocryptus sordidus* din Vuille, 1991; pentru *Thermocyclops oithonoides* din Burgis, 1974 iar pentru stadiile naupliare de ciclopide din Culver şi colab., 1985.

Pentru cladocerul *Bosmina longirostris* s-au folosit două ecuaţii de regresie din literatura de specialitate, una pentru femelele partenogenetice neovigere şi masculi şi una pentru femelele partenogenetice ovigere şi cele gamogenetice (Bottrell şi colab., 1976; Culver şi colab., 1985). Pentru copepodul *Acanthocyclops* cf. *vernalis* au fost folosite de asemenea două ecuaţii, separat pentru femele şi masculi (Culver şi colab., 1985), iar pentru *Cyclops vicinus* trei: pentru femele neovigere, femele ovigere şi masculi (Bottrell şi colab., 1976).

Pentru unele specii s-au folosit formulele preluate de la cele mai asemănătoare specii din punct de vedere al morfologiei şi lungimilor corpului, conform recomandărilor lui Rosen (1981). Astfel, pentru *Diaphanosoma*

orghidani, s-a folosit *Diaphanosoma brachyurum* (Bottrell şi colab., 1976); pentru *Graptoleberis testudinaria* s-a folosit *Chydorus sphaericus (*Dumont şi colab., 1975); pentru *Moina brachiata s*-a folosit ecuaţia pentru *Moina micrura* (Dumont şi colab., 1975); pentru *Pleuroxus laevis* s-a folosit *Pleuroxus aduncus* (Dumont şi colab., 1975); pentru *Eucyclops macruroides* şi *Eucyclops serrulatus* s-a folosit ecuaţia pentru *Cyclops scutifer* (Bottrell şi colab., 1976); iar pentru *Macrocyclops albidus* şi *Macrocyclops distinctus* s-a folosit *Cyclops vicinus* (Bottrell şi colab., 1976). Pentru trei specii de crustacee, un cladocer (*Leydigia acanthocercoides*) şi două copepode (*Cryptocyclops bicolor* şi *Megacyclops viridis*) nu au fost găsite în literatura de specialitate ecuaţii de regresie, iar aproximarea unora de la specii similare nu a fost necesară datorită numărului mic de exemplare din cele trei specii găsite în probe şi măsurate. Pentru estimarea biomasei am folosit valorile greutăţii medii per specie prezentate în Dumont şi colab., 1975.

Pentru **testarea semnificaţiei statistice între două sau mai multe grupuri de date** (staţii, date de prelevare, adîncimi etc.) s-au folosit teste statistice parametrice şi non-parametrice. Atunci cînd distribuţia valorilor nu a fost una normală (conform testului de normalitate Shapiro-Wilk - W) şi în cazul în care numărul valorilor comparate a fost mic s-a folosit testul Mann-Whitney (U) pentru compararea a două grupuri şi testul Kruskal-Wallis (H) pentru mai mult de două grupuri. Interpretarea acestor două teste statistice este similară: dacă p calculat este mai mic de 0,05, atunci testul este semnificativ. Pentru cazul în care distribuţia valorilor comparate a fost normală s-au folosit testele parametrice: testul t Student independent pentru 2 probe şi ANOVA pentru mai mult de 2 grupuri. Toate testele s-au realizat în programul **PAST (1.94b 2009)**. Pentru **testarea corelaţiei** s-a calculat coeficientul nonparametric „de rang" Spearman (rho) atunci cînd cel puţin una din grupele testate nu a avut distribuţie normală şi coeficientul parametric de corelaţie

Pearson cînd probele au prezentat distribuţie normală. Testările s-au realizat cu programele **PAST (1.94b 2009)** şi **XLSTAT ver. 2009.4.03**.

Din categoria **analizelor de multivarianţă** s-au folosit pentru lucrarea de faţă două metode: analiza în componente principale (*Principal Components Analysis – PCA*) şi analiza de corespondenţă canonică (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*), amîndouă avînd ca rezultate aşa-numitele „diagrame de ordonare (*ordination diagrams*)", realizate în programul **XLSTAT ver. 2009.4.03**. Prin analiza în componente principale (PCA) sunt generate variabile ipotetice (componente) responsabile pentru cît mai multă varianţă în setul de date multidimensional, aceste noi variabile fiind combinaţii liniare ale variabilelor originale. Astfel, tehnica PCA sumarizează datele brute folosind mai puţine dimensiuni, realizînd diagramele de tip bidimensional („*biplot*") cu doar cele mai importante 2 componente. Dacă procentele de variaţie pentru aceste două componente sunt responsabile de majoritatea varianţei (F1 şi F2 > 50%), atunci reprezentarea este corectă. Analiza de corespondenţă canonică (CCA) reprezintă o metodă simplă de aranjare a speciilor de-a lungul variabilelor reprezentate de factorii de mediu. CCA construieşte combinaţiile liniare ale variabilelor de mediu, de-a lungul cărora distribuţiile speciilor sunt cel mai bine separate, iar valorile latente („*eigenvalues*") produse prin aplicarea acestei metode măsoară această separaţie. CCA este o tehnică de analiză de corespondenţă, în care axele de ordonare sunt combinaţii liniare ale variabilelor de mediu. Diagrama de ordonare generată de CCA ilustrează nu doar tendinţele în variaţia comunităţii, dar şi principalele trăsături ale distribuţiilor speciilor de-a lungul variabilelor de mediu (Ter Braak, 1986). În diagramele CCA factorii de mediu sunt reprezentaţi de vectori, speciile şi datele de prelevare prin puncte. Poziţia acestor puncte arată variaţia compoziţiei pe specii a probelor din diferite date de prelevare. În ceea ce priveşte factorii de mediu, săgeţile prin

care sunt reprezentaţi arată direcţia modificării maxime a acelei variabile de mediu în diagramă, iar lungimea lor este proporţională cu cu rata schimbării în direcţia respectivă (Ter Braak, 1986). Variabilele de mediu reprezentate prin săgeţi lungi sunt mai puternic corelate cu axele de ordonare comparativ cu cele reprezentate prin săgeţi mai scurte, fiind mai bine relaţionate de tiparul variaţiei comunităţii oglindit de diagrama CCA.

Pentru a face aprecieri despre **prezenţa microcrustaceelor planctonice în dieta speciilor de peşti din Lacul Ştiucii** s-au luat probe de ihtiofaună în 7 şi 8 iulie 2004, cu ajutorul a trei 3 setci cu dimensiunile ochiurilor de 14, 20 şi 45 mm, pe o perioadă de 12 ore în timpul nopţii, din zona nordică a lacului cu adîncimi medii (2 - 4 m). Speciile de peşti au fost identificate în teren iar stomacurile prelevate şi conservate în alcool de 96°. Au fost analizate în laborator cu ajutorul stereomicroscopului şi a microscopului 56 de conţinuturi stomacale, aparţinînd la opt specii de peşti: 7 de plătică, 10 de oblete, 4 de caracudă, 10 de babuşcă, 10 de roşioară, 3 de lin, 9 de biban şi 3 de biban-soare. Microcrustaceele planctonice au fost identificate pînă la specie acolo unde s-a putut, ştiut fiind faptul că organismele cu corp moale (cum este cazul grupurilor studiate) sunt rapid digerate şi deci greu de diferenţiat ulterior în stomacuri.

S-au calculat doi indici care estimează preferinţele ihtiofaunei din punctul de vedere al categoriilor de hrană reprezentate de speciile de microcrustacee planctonice. Primul a fost indicele de selecţie al hranei *"forage ratio"* (sugerat de Savage, 1931 şi rebotezat "indicele de selecţie" de Manly şi colab., 1993), după următoarea formulă: $w_i = u_i / m_i$; unde w_i = indicele de selecţie pentru specia *i*; u_i = proporţia speciei *i* din dietă; m_i = proporţia speciei *i* din mediu. Indicele de selecţie ia valori între 0 şi ∞; dacă $\boldsymbol{w} < 1$ atunci specia *i* este evitată din dietă; dacă $\boldsymbol{w} > 1$ atunci specia *i* este preferată. Al doilea indice folosit a fost indicele

Manley pentru populaţii pradă "constante" (adică a acelor populaţii la care numărul organismelor–pradă consumate este foarte mic comparativ cu abundenţa lor din mediu) (Manley şi colab., 1972), cu următoarea formulă: $a_i = (u_i/m_i)$ $[(1/\Sigma(u/m)]$; unde: a_i = indicele Manley; u_i = proporţia speciei *i* din dietă; m_i = proporţia speciei *i* din mediu. Interpretarea indicelui s-a făcut în funcţie de raportul $1/n$, unde n = numărul de categorii de hrană existente în dietă. Astfel, dacă $\alpha = 1/n$, atunci nu există hrănire selectivă; dacă $\alpha > 1/n$, specia-pradă *i* este preferată în dietă; iar dacă $\alpha < 1/n$, specia-pradă *i* este evitată.

Pentru **estimarea stării ecologice** a bazinelor acvatice analizate s-a apreciat gradul de saprobitate al apei (cantitatea de materie organică nedegradată din sistem) utilizînd formula după Zelinka şi Marvan (1961): $S = (\Sigma\ S_i\ G_i\ H_i) / (\Sigma\ G_i\ H_i)$; unde: S = indice saprobic; S_i = valoarea saprobică a speciei *i*; G_i = importanţa indicatoare a speciei *i*; H_i = frecvenţa speciei *i* (ce variază de la 1 - specie puţin frecventă la 5 - specie dominantă). Acest indice are o interpretare ce extrapolează clasele generale de saprobitate (oligosaprob, mezosaprob, polisaprob) la calitatea apei (tabel 3).

Tabel 3 Interpretarea indicelui de saprobitate ***S*** (după Zelinka şi Marvan, 1961)

Valoarea indicelui	**Clasa de calitate a apei**	**Caracteristici**
S<1,3	**I**	Ape curate sau foarte slab poluate
1,4<**S**<1,7	**I-II**	Poluare redusă
1,8<**S**<2,1	**II**	Poluare moderată
2,2<**S**<2,5	**II-III**	Poluare moderat pînă la puternică
2,6<**S**<3,0	**III**	Poluare puternică
3,1<**S**<3,4	**III-IV**	Poluare puternică pînă la foarte puternică
S>3,5	**IV**	Poluare foarte puternică

Dintre indicii biotici de estimare a stării ecologice a ecosistemelor lentice s-a folosit raportul dintre densitatea speciilor de talie mare de cladocere şi densitatea totală de cladocere, pentru care limitele dintre clasele de calitate au fost definite conform sistemului ECOFRAME (Moss şi colab., 2003 din Török şi colab. 2008). Tabelul 4 prezintă modul de interpretare a acestui parametru, cu încadrarea în cele cinci clase de calitate stipulate de Directiva Cadru Apă (Directiva Parlamentului şi a Consiliului European 60/2000/EC).

Tabel 4 Interpretarea valorilor indicelui biotic pentru estimarea stării ecologice a ecosistemelor lentice (după Moss şi colab., 2003 citat de Török şi colab., 2008)

C_l / C_t	Stare ecologică
<0,2	**proastă**
<0,2	**slabă**
>0,2	**moderată**
>0,5	**bună**
>0,5	**foarte bună**

C_l - numărul (densitatea) speciilor de cladocere de talie mare;
C_t - numărul total cladocere (din toate speciile)

4. PARAMETRII FIZICO-CHIMICI MĂSURAȚI ÎN BAZINELE ACVATICE STUDIATE

La toate datele de prelevare a probelor biologice din Lacul Ştiucii şi din iazul Ţaga Mare au fost măsurați următorii parametrii fizico-chimici ai apei: temperatura, oxigenul dizolvat, conductivitatea, salinitatea, pH-ul, transparența Secchi, dar şi cantitatea de fosfor total şi azot total. Pentru Lacul Ştiucii zona de prelevare a acestor date a fost stația de maximă adîncime (**S1**) iar pentru iazul Ţaga Mare stația unică **T1**. Valorile parametrilor au fost înregistrate pe un profil vertical, pe orizonturi succesive de adîncime, din metru în metru.

Temperatura apei reprezintă unul dintre factorii esențiali pentru dezvoltarea comunităților de organisme acvatice, determinînd în mod direct ciclurile de viață, metabolismul, reproducerea, distribuția şi repartiția organismelor. Indirect influenţează densitatea şi vîscozitatea apei, tensiunea superficială dar şi cantitatea de oxigen dizolvat şi cantitatea de nutrienţi prin procesele de oxido-reducere condiționate de temperatură. Temperatura apei are rol determinant în dezvoltarea ontogenetică şi răspîndirea pe verticală a zooplanctonului şi determină structura pe vîrste şi sexe a populaţiilor de crustacee zooplanctonice, în special a cladocerelor. Lacurile din zone temperate sunt în general holomictice cu două perioade de circulație (dimictice), prezentînd faze de amestec primăvara şi toamna, stratificare directă vara şi inversă iarna. Specifică fazei de stratificare estivală, termoclina reprezintă planul ratei maxime de scădere a temperaturii pe adîncime (Wetzel, 2001). Ea variază mult de la un an la altul în principal datorită condițiilor meteo, adîncimea la care se situează influențînd distribuția organismelor acvatice în coloana de apă. Dacă apa este încălzită rapid şi amestecul apei cauzat de vînt este moderat

(insuficient pentru a amesteca apa de sus pînă jos), termoclina se va situa mai adînc în coloana de apă. Această discontinuitate termică creşte rapid dacă încălzirea continuă şi creşte diferenţa de densitate. Dacă vremea în această perioadă este relativ calmă şi caldă, discontinuităţile mari de temperatură vor fi mai aproape de suprafaţă (Wetzel, 2001).

Lacul Ştiucii prezintă un model general de variaţie a temperaturii specific lacurilor dimictice din zona temperată (fig. 17 – 20). Acelaşi tipar de variaţie a fost observat şi în Ţaga Mare (fig. 21) însă cu amplitudini mult mai mici datorită adîncimii reduse a acestui bazin.

În cazul Lacului Ştiucii, deşi primăvara ar trebui să fie caracterizată prin amestecul maselor de apă avînd temperaturi uniforme, această situaţie tipică a fost surprinsă doar în luna martie 2004 (fig. 17). Această perioadă de circulaţie este de scurtă durată şi are loc în Lacul Ştiucii de obicei la începutul lunii martie (Gudasz, 2004), astfel că la celelalte date de prelevare a probelor de primăvară s-a surprins iniţierea fazei de stratificare directă. Vara, variaţia temperaturii a oglindit în toate datele de măsurare a acestui parametru modelul stratificării termice directe (fig. 18). Dacă temperatura a avut o variaţie similară în cele trei luni de vară din anul 2004, cu termoclina situată între 3 şi 4 m adîncime, în anul 2003, valorile de temperatură au variat diferit de la o lună la alta. Astfel, în iunie 2003 termoclina s-a situat între 2 şi 3 m adîncime, variaţia temperaturii fiind similară cu cea înregistrată în luna mai 2003. În iulie şi august 2003, odată cu încălzirea straturilor de suprafaţă, termoclina s-a stabilizat în orizontul de 4 - 5 m adîncime.

Toamna, faza de amestec a apei pe verticală a fost surprinsă cu claritate în majoritatea datelor de prelevare (fig. 19). În timpul iernii variaţia valorilor temperaturii arată stratificare termică inversă, cu valori apropiate de 0°C la suprafaţă, sub podul de gheaţă (ianuarie 2004 şi 2005, februarie 2005) şi valori între 4 şi 5°C la adîncimea maximă (fig. 20). Variaţia temperaturilor măsurate în

decembrie 2004 a fost diferită deoarece lacul nu a fost îngheţat în întregime la această dată de prelevare, doar la staţia **S3** fiind observat un strat de gheaţă de 1 - 2 cm. La celelalte date de colectare a probelor de iarnă podul de gheaţă a măsurat între 13 cm (28.01.2005) şi 20-21 cm (28.01.2004 şi 28.02.2005). Topirea gheţii în Lacul Ştiucii a avut loc la sfîrşitul lunii martie în toţi anii de studiu.

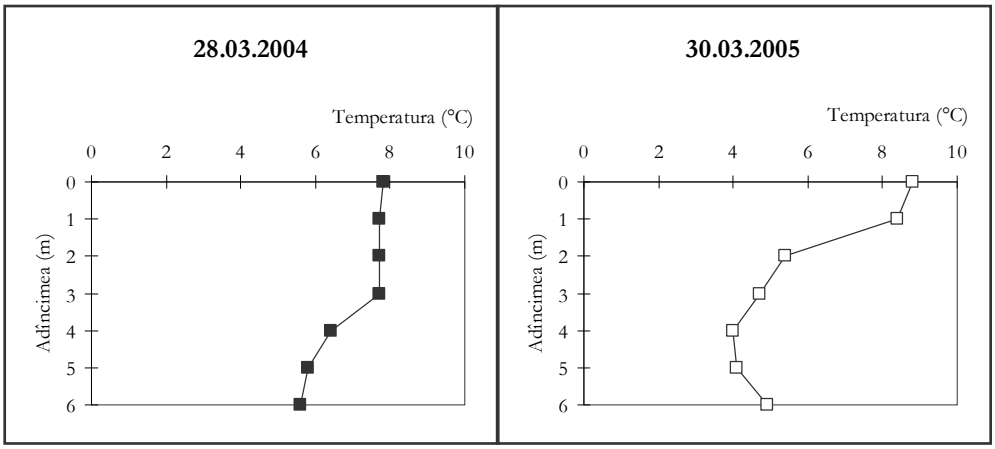


Fig. 17 Variaţia temperaturii de la suprafaţă spre adîncime în Lacul Ştiucii în două date de primăvară

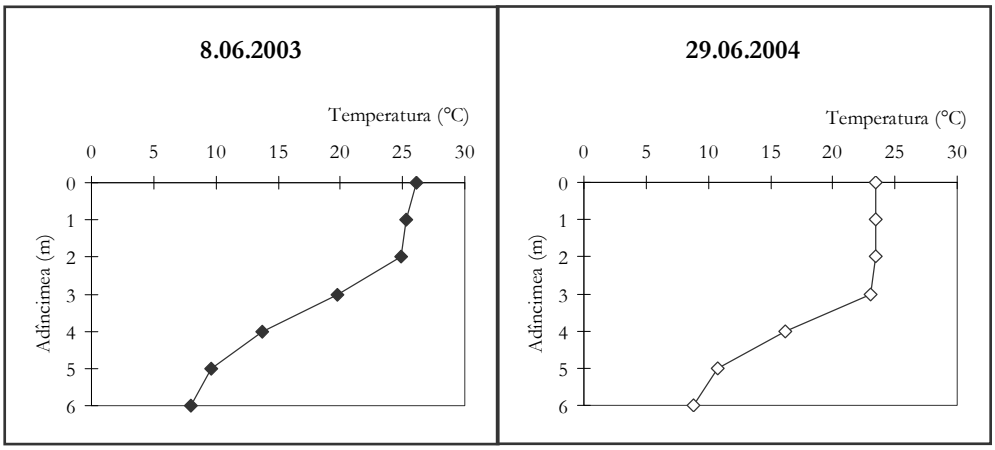


Fig. 18 Variaţia temperaturii de la suprafaţă spre adîncime în Lacul Ştiucii în două date de vară

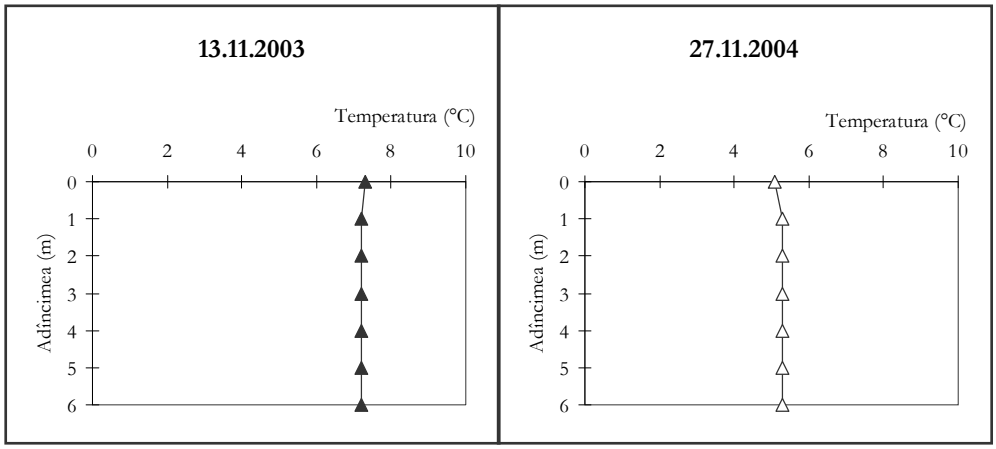


Fig. 19 Variaţia temperaturii de la suprafaţă spre adîncime în Lacul Ştiucii în două date de toamnă

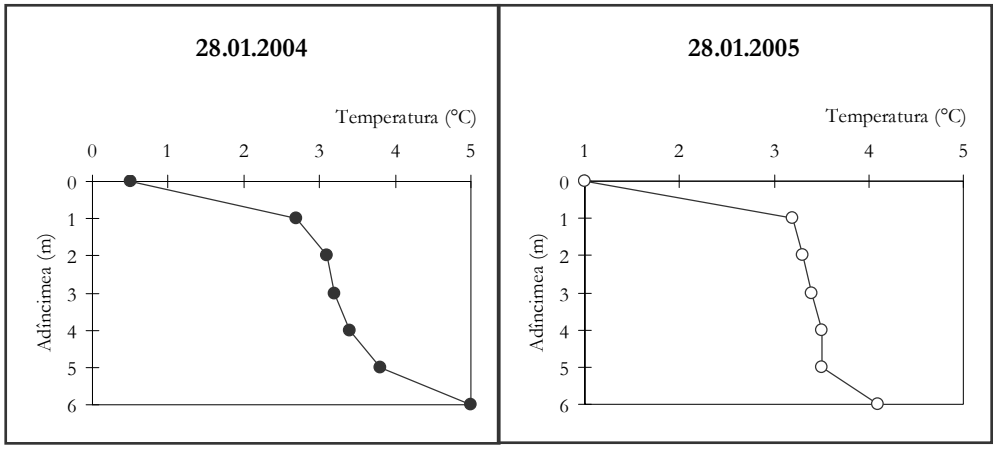


Fig. 20 Variaţia temperaturii de la suprafaţă spre adîncime în Lacul Ştiucii în două date de iarnă

Fazele de circulaţie şi de stratificare sunt decelabile şi în cazul iazului Ţaga Mare, deşi adîncimea maximă nu a depăşit 2 m (fig. 21). Astfel, amestecul de primăvară şi toamnă a fost clar ilustrat de variaţia valorilor temperaturii din septembrie, octombrie şi noiembrie 2003 dar şi martie şi mai 2004. Stratificarea de vară este vizibilă în scăderea valorilor temperaturii de la suprafaţă spre adîncime, deşi amplitudinea acestei modificări este mică. În ianuarie 2004, sub

strat de gheaţă de 25 cm s-a surprins faza de stratificare inversă, cînd temperatura a crescut de la suprafaţă spre adîncime (fig. 21).

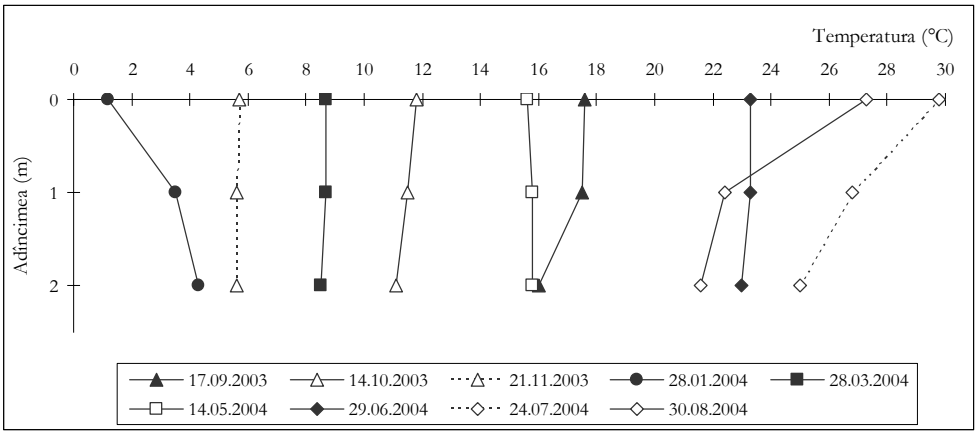


Fig. 21 Variaţia temperaturii pe niveluri succesive de adîncime în iazul Ţaga Mare în perioada studiată

Cantitatea de oxigen dizolvat în apă (măsurată în mg/L) depinde de sezon, de termica şi circulaţia apei, de cantitatea de substanţe organice din apă, de grosimea stratului de sedimente şi nu în ultimul rînd de densitatea organismelor acvatice. Solubilitatea oxigenului în apă variază direct proporţional cu presiunea atmosferică şi invers proporţional cu temperatura şi salinitatea apei (Wetzel, 2001). Variaţia cantităţii de oxigen dizolvat din Lacul Ştiucii a avut în marea majoritate a cazurilor un mers descendent de la suprafaţă spre adîncime (fig. 22 - 25), profilul de oxigen astfel rezultat purtînd denumirea de profil clinograd (*„clinograde oxygen profile"*) (Åberg şi Rodhe, 1942; Wetzel, 2001). În cazul acestui tip de profil de oxigen, zona hipolimnetică este caracterizată de condiţii anoxice după doar cîteva săptămîni de stratificare estivală, rămînînd astfel pe toată perioada de stratificare. Această cantitate mică de oxigen din hipolimnion este cauzată în primul rînd de procesele de oxidare biologică a materiei organice din apă dar mai ales la interfaţa apă-sedimente,

acolo unde descompunerea bacteriană este maximă, dar şi de respiraţia organismelor acvatice, vegetale sau animale. Consumul de oxigen datorat respiraţiei bacteriene este intens la toate adîncimile, însă devine critic în hipolimnion deoarece aici nu există fenomenele de circulaţie sau fotosinteză care ar putea duce la o echilibrare a situaţiei (Wetzel, 2001).

Deoarece primăvara în Lacul Ştiucii s-a surprins începutul instaurării perioadei de stratificare, la nici o dată de prelevare concentraţia oxigenului dizolvat nu are o variaţie uniformă în coloana de apă, ci scade de la suprafaţă spre adîncime (fig. 22). Mai mult, în martie 2004 şi mai 2003 şi 2004, valorile oxigenului dizolvat măsurate la 5 şi 6 m au fost sub 1 mg/L, arătînd condiţii anoxice. Spre sfîrşitul perioadei de primăvară şi începutul verii 2003, variaţia oxigenului este caracterizată de prezenţa unui maxim în zona metalimnionului (fig. 23), situaţie descrisă în literatură ca fiind curbă heterogradă pozitivă (*„positive heterograde curve"*) (Åberg şi Rodhe, 1942; Wetzel, 2001). Aceste valori maxime apar la 3 m adîncime în mai şi iunie 2003, pe fondul scăderii solubilităţii oxigenului odată cu creşterea temperaturilor. Explicaţia acestui maxim metalimnetic este general acceptată ca fiind dezvoltarea rapidă a populaţiilor algale ce agregă la o anumită adîncime unde există condiţii optime de dezvoltare (Wetzel, 2001). Concentraţiile oxigenului dizolvat măsurate vara prezintă aceeaşi scădere de la suprafaţă spre adîncime, în profil clinograd, înregistrîndu-se în toate datele de prelevare valori de sub 1 mg/L în straturile profunde (fig. 23). Aceste valori scăzute în hipolimnion sunt cauzate de fenomenele de oxidare a materiei organice existente în zona pelagială, materie organică autohtonă sau adusă de tributari.

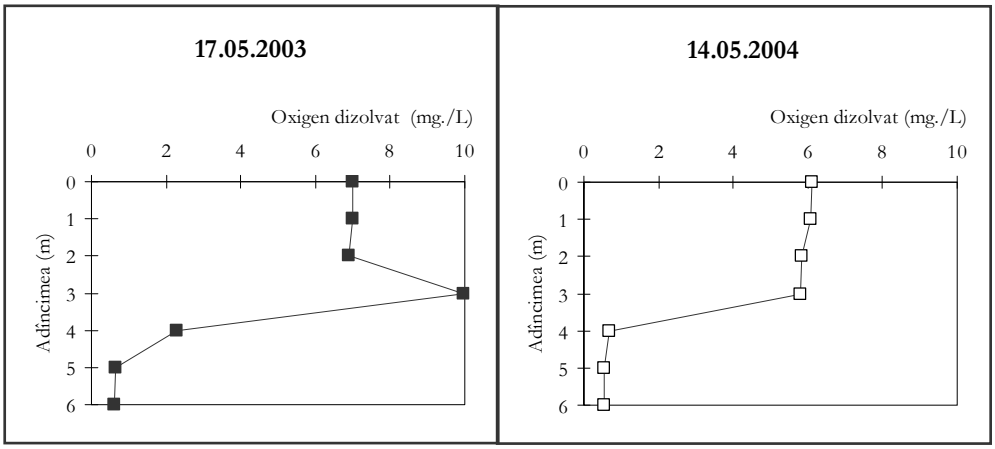


Fig. 22 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în Lacul Ştiucii în două date de primăvară

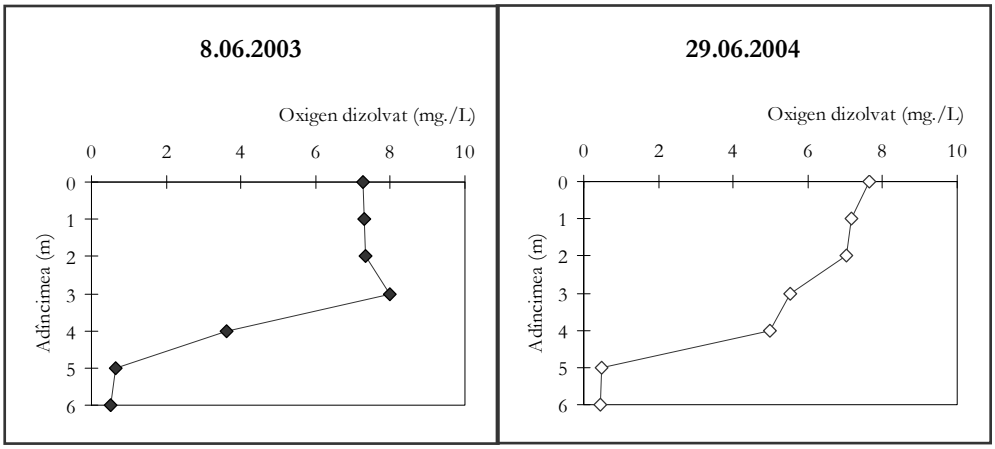


Fig. 23 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în Lacul Ştiucii în două date de vară

Toamna se observă fenomenul de amestec al maselor de apă, în lunile noiembrie 2003 şi 2004 oxigenul înregistrînd valori similare în toată coloana de apă (fig. 24). Totuşi în celelalte luni de toamnă oxigenul a înregistrat din nou o variaţie descendentă de la suprafaţă spre adîncime. În sezonul de iarnă (fig. 25), concentraţiile mai ridicate de la suprafaţă şi mai mici spre adîncime ale oxigenului ar putea fi explicate de variaţia temperaturii în coloana de apă.

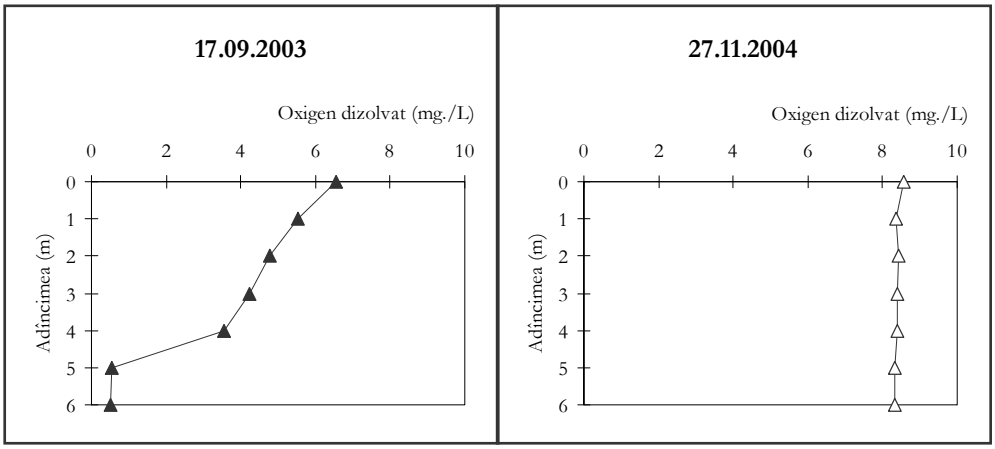


Fig. 24 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în Lacul Ştiucii în două date de toamnă

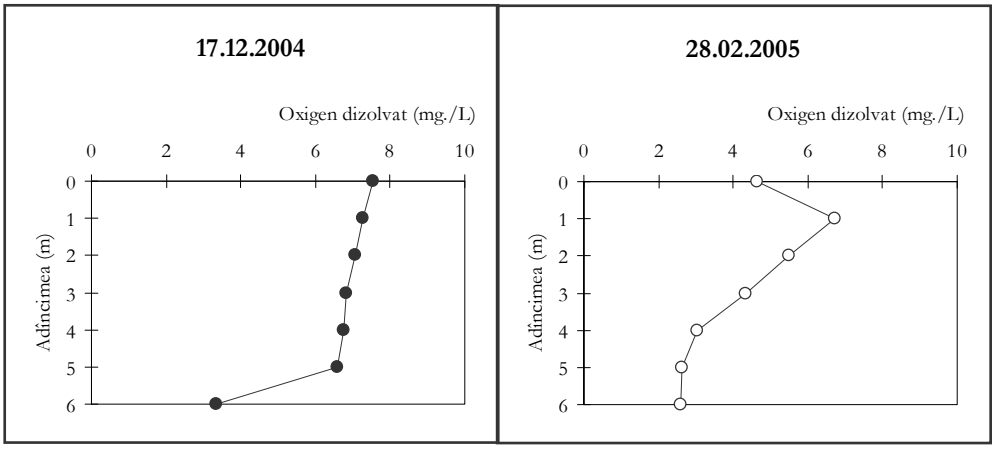


Fig. 25 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în Lacul Ştiucii în două date de iarnă

În iazul piscicol Ţaga Mare oxigenul dizolvat a înregistrat valori mai mari la suprafaţă şi mai scăzute în adîncime, după tiparul descris anterior (fig. 26). În lunile de vară (iulie şi august 2004) concentraţia oxigenului dizolvat de la adîncimea maximă are valori extrem de mici, indicînd, ca şi în cazul Lacului Ştiucii, anoxie.

Reacţia ionică a apei lacurilor (pH-ul) depinde de gradul de mineralizare al apei, de cantitatea de substanţe organice prezente şi de

intensitatea activităţii organismelor, fiind influenţat în principal de două fenomene: în timpul zilei consumul de dioxid de carbon în fotosinteză determină creşteri ale pH-ului mai ales în epilimnion iar procesele de descompunere preponderente în hipolimnion duc la formarea de acizi organici şi dioxid de carbon cauzînd astfel scăderea valorilor pH-ului (Hutchinson, 1975).

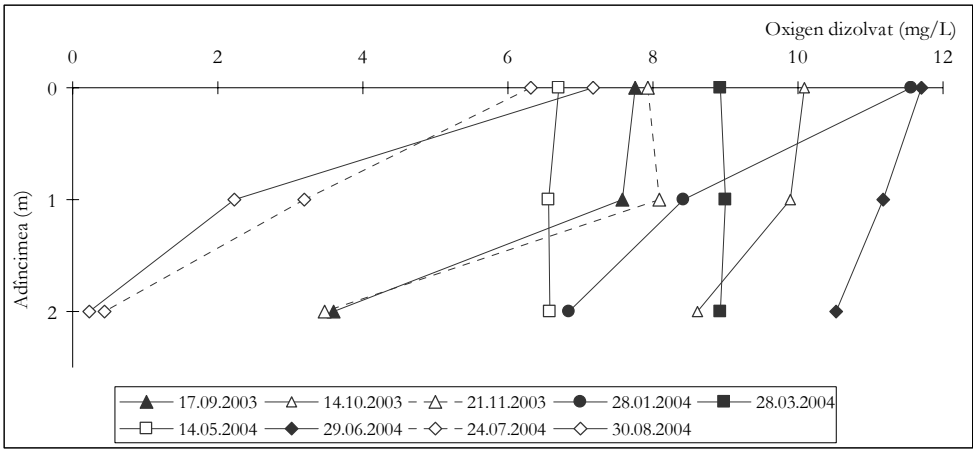


Fig. 26 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în iazul Ţaga Mare

Valorile pH-ului în Lacul Ştiucii au variat între 4,79 (17.09.2003, 6 m) şi 9,78 (23.10.2004, suprafaţă). Majoritatea s-au încadrat în intervalul 7 - 8, neexistînd diferenţe foarte mari de la o adîncime la alta. În general, valorile pH-ului au fost mai ridicate la suprafaţă şi mai scăzute la adîncime, însă în puţine cazuri diferenţele au depăşit o unitate, excepţie făcînd lunile iulie, august şi septembrie 2003, mai şi iulie 2004, cînd pH-ul a înregistrat valori uşor acide la adîncime. Astfel, valorile de pH sub 7 au fost puţine şi au fost măsurate în exclusivitate la adîncimea maximă în special în lunile de vară (perioada mai-septembrie), acest aspect putînd fi explicat de fenomenele de descompunere a materiei organice de la aceste orizonturi de adîncime. Avînd în vedere faptul că valorile de pH peste 9 au fost de asemenea puţine, putem afirma că valorile

pH-ului măsurate în Lacul Ştiucii se încadrează în limitele de 6-9 pentru majoritatea lacurilor (Wetzel, 2001), valorile puţin ridicate fiind de asemenea explicabile deoarece acest lac are o alcalinitate moderată (Gîştescu, 1963).

În iazul Ţaga Mare valorile pH-ului au fost ridicate, alcaline, încadrîndu-se între 8,52 (24.07.2004, adîncimea maximă) şi 11,13 (17.09.2003, 1 m). Datorită adîncimii reduse a bazinului acvatic, diferenţele dintre valorile măsurate la suprafaţă şi adîncime au fost mici, lucru ce confimă studiile anterioare vizînd parametrii geografici şi fizico-chimici din acest iaz (Sorocovschi, 2005).

Conductivitatea reprezintă o măsură a capacităţii apei de a conduce curent electric şi este influenţată de cantitatea de săruri dizolvate care prin disociere formează ioni, facilitînd astfel trecerea curentului electric şi de temperatură, creşterea temperaturii determinînd creşterea mobilităţii ionilor şi implicit creşterea conductivităţii apei.

Valorile conductivităţii au fost măsurate în Lacul Ştiucii pentru anii 2003 (mai – noiembrie) şi 2004 (ianuarie – septembrie). Ele au variat între 778 µS/cm (13.11.2003, 4 - 6 m) şi 1539 µS/cm (22.09.2004, 6 m), înregistrîndu-se o medie a acestui parametru de 1062,80 µS/cm ± 42,73 pentru anul 2003 şi 1156,41 µS/cm ± 55,81 pentru anul 2004. Aceste valori medii anuale concordă cu măsurătorile de conductivitate realizate anterior în acest bazin acvatic: 1324 µS/cm ± 131,28 în 2001 şi 1205 µS/cm ± 162,5 în 2002 (Gudasz, 2004).

Deoarece concentraţiile de Mg, Na, K şi Cl sunt relativ constante în bazinele acvatice continentale, conductivitatea este explicată de modificările în concentraţiile ionilor de Ca^{++} şi HCO_3^- (Otsuki şi Wetzel, 1974; Wetzel, 2001). Descreşterile concentraţiilor acestor ioni sunt legate strîns de creşterile intensităţii fotosintezei realizate de fitoplancton şi flora litorală (Otsuki şi Wetzel, 1974).

În Lacul Ştiucii valorile conductivităţii măsurate în iarna anului 2004 (28.01.2004) au crescut uşor de la suprafaţă spre adîncime (fig. 27), situaţie ce poate fi asociată parţial cu diluţia cauzată de precipitaţiile ce pătrund prin podul de gheaţă sau prin gheaţa topită dar şi cu intensificarea fotosintezei chiar înainte de topirea gheţii (Wetzel, 2001). În timpul amestecului de primăvară şi toamnă valorile conductivităţii ar trebui să fie uniforme în coloana de apă, situaţie bine evidenţiată de valorile înregistrate în 14.10.2003, 13.11.2003 sau 28.03.2004. În luna septembrie 2003 şi 2004 valorile conductivităţii au înregistrat o creştere în apropierea adîncimii maxime după un profil uniform în coloana de apă (fig. 27), acest lucru putînd fi legat de resolubilizarea carbonatului de calciu precipitat ($CaCO_3$) în hipolimnion (Wetzel, 2001). În timpul stratificării estivale nivelul calciului şi a bicarbonaţilor ar trebui să fie foarte scăzut în epilimnion ca rezultat al precipitării $CaCO_3$ în timpul lunilor de vară, din mai pînă în septembrie (Wetzel, 2001). Totuşi, variaţia conductivităţii surprinsă în Lacul Ştiucii în toate lunile de vară şi în luna mai 2003, cînd stratificarea termică de vară era deja instaurată în coloana de apă (fig. 27), nu este conformă cu această situaţie, conductivitatea fiind mai mare în epilimnion şi scăzînd spre adîncime. Această variaţie atipică este cel mai probabil cauzată de comunitatea fitoplanctonică, a cărei biomasă este invers corelată cu acest parametru (Gudasz, 2004).

În iazul piscicol Ţaga Mare se observă aceeaşi modificare a valorilor conductivităţii în funcţie de anotimp, respectiv valori similare de la suprafaţă spre adîncime primăvara şi toamna, creşteri spre hipolimnion iarna şi descreşteri vara (fig. 28).

Salinitatea (gradul de mineralizare al apei) variază similar cu conductivitatea, fiind influenţată de cantitatea de ioni antrenată din bazinul de drenaj, de sursele atmosferice şi de schimburile realizate cu sedimentele bazinului acvatic (Wetzel, 2001). Valoarea medie a salinităţii măsurată în Lacul

Ştiucii pe anul 2003 (mai – noiembrie) a fost de 566,33 mg/L ± 22,87 iar pentru anul 2004 (ianuarie – septembrie) a fost de 617,67 mg/L ± 29,70, în timp ce minima a fost de 414 mg/L (13.11.2003, 3 - 6 m), iar maxima de 793 mg/L (22.09.2004, 6 m). Aceste valori concordă cu rezultatele obţinute de Gudasz (2004) la datele de prelevare din 2000 şi 2001, dar sunt mult mai mici comparativ cu valoarea medie a salinităţii Lacului Ştiucii calculată de Gîştescu pentru anul 1958, de 1304 mg/L (Gîştescu, 1963).

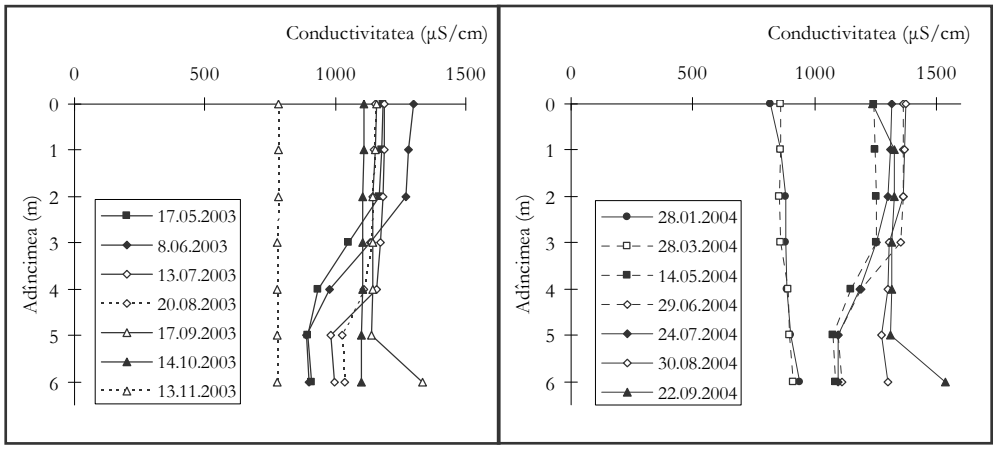


Fig. 27 Variaţia conductivităţii în anul 2003 (stînga) şi 2004 (dreapta) în Lacul Ştiucii

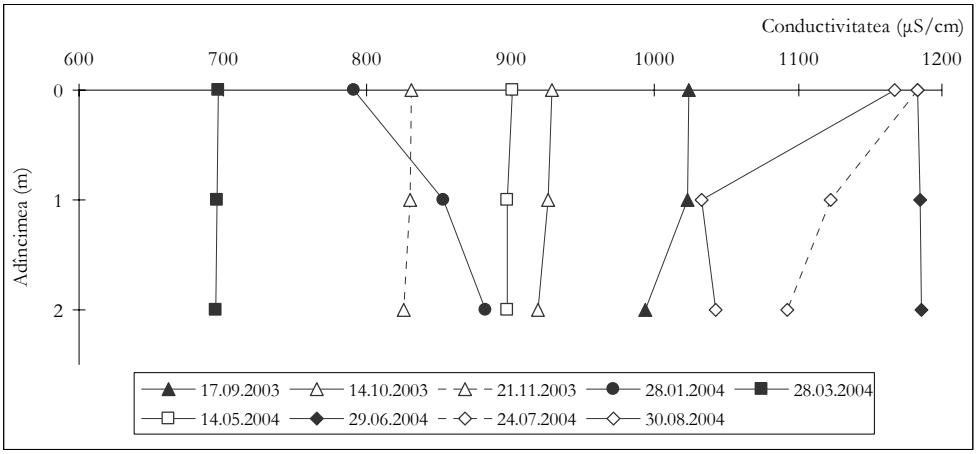


Fig. 28 Variaţia conductivităţii în 2003 şi 2004 în iazul piscicol Ţaga Mare

Valoarea medie a salinităţii pentru iazul Ţaga Mare pentru perioada septembrie 2003 - august 2004 a fost de 509,96 mg/L ± 31,42. Valorile puţin mai ridicate pentru Lacul Ştiucii ar putea fi explicate de zăcământul de sare prezent în această zonă, cu care probabil mai există schimburi fie pe calea tributarilor fie prin pînza freatică ce poate reprezenta pînă la 50% din totalul influxului de ape în perioada de vară (Şerban şi Sorocovschi, 2003).

Transparenţa (grosimea stratului de apă prin care se poate observa conturul unui obiect submersat) este influenţată de lumina absorbită, de cantitatea de substanţe dizolvate şi de particulele în suspensie, dar şi de factori climatici şi anotimp. Aşa-numita transparenţă Secchi (ce reprezintă valorile transparenţei măsurate cu ajutorul discului Secchi), frecvent utilizată în limnologie, este influenţată, pe lîngă parametrii enunţaţi anterior, şi de dinamica reţelelor trofice din bazinul acvatic respectiv (Lathrop şi colab., 2000). În Lacul Ştiucii media transparenţei Secchi măsurate pe toată perioada de studiu (mai 2003 – aprilie 2005) a fost de 2,07 m ± 0,33, cu o maximă de 4,04 m înregistrată în noiembrie 2004 şi o minimă de 0,68 m în februarie 2005. În perioada analizată nu a fost surprinsă aşa-numita fază de limpezire (*„the clear water phase"*), probabil datorită duratei limitate a acesteia. Valorile mari ale transparenţei Secchi la sfîrşitul toamnei şi începutul iernii 2004 ar putea fi legate de biomasa mică a fitoplanctonului în aceste perioade, ca şi creşterea transparenţei în lunile de vară 2004. Valorile transparenţei Secchi au fost mult mai mici în iazul Ţaga Mare, media lor fiind de 0,54 ± 0,21 pe perioada septembrie 2003 – august 2004. Transparenţa a fost mai mare la sfîrşitul toamnei – iarna (2004) şi mică vara.

Deşi numeroase elemente şi compuşi sunt necesari în biosinteză pentru organismele acvatice, azotul şi fosforul sunt consideraţi ca fiind nutrienţii principali limitativi pentru producţia primară, cu influenţe şi asupra celorlalte compartimente trofice. Combinaţiile chimice sub care este prezent **azotul** în

ecosistemele acvatice sunt anorganice (azot molecular sub formă de gaz, azotaţi, azotiţi, săruri de amoniu, uree) dar există şi compuşi organici dizolvaţi. Ciclul azotului în ecosistemele acvatice include procese biochimice complexe în care diversele forme ale azotului se modifică prin fixare, asimilare şi reducere (Wetzel, 2001). Acest ciclu al azotului în lacuri este realizat în mare măsură de microorganisme; oxidarea şi reducerea bacteriană sunt asociate asimilării fotosintetice şi utilizării de către alge, bacterii fotosintetice şi macrofite. Rolul direct al animalelor este destul de redus, însă în anumite condiţii activităţile de hrănire ale erbivorelor (*„grazing"*) pot avea o influenţă semnificativă.

Valorile concentraţiei de azot total măsurat în Lacul Ştiucii au fost mai mult sau mai puţin constante în perioada de studiu (mai 2003 – aprilie 2005), înregistrînd o medie de 598,42 μg/L ± 50,2, cu excepţia lunilor august şi septembrie 2004, cînd acest parametru a depăşit 2500 μg/L (fig. 29). Valorile medii ale azotului total înregistrate în perioada cuprinsă de prezentul studiu au fost mai mici decît cele semnalate de Gudasz (2004), care vorbeşte de o medie de 1177,13 μg/L ± 247,47 în 2001 şi 1237,2 μg/L ± 286,6 pentru 2002, dar concordă cu datele preluate de la Direcţia Apelor Someş-Tisa, Cluj-Napoca (Administraţia Naţională Apele Române), care au declarat valori ale azotului total de 0,581 - 0,763 mg/L pentru aprilie 2004; 0,302 - 0,527 mg/L pentru iunie şi august 2004 şi 0,751 mg/L pentru perioada aprilie-septembrie 2005.

Valorile mari ale azotului total înregistrate în august şi septembrie 2004 şi-ar putea găsi explicaţia în cantitatea mare de precipitaţii căzute în luna anterioară acestei perioade (iulie 2004 – media lunară 174,5 mm - sursa: postul meteo Fizeşu Gherlii), precipitaţii care ar fi putut antrena cantităţi mari de nutrienţi (în special compuşi ai azotului) de pe terenurile agricole sau cele păşunate din jurul lacului. Un aspect interesant al variaţiei concentraţiei azotului total este relaţia sa cu dinamica densităţii comunităţii de zooplancton (formată din copepode ciclopide, cladocere şi rotifere mai mari de 50/55 μm). Deşi nu

sunt corelate (coeficientul de corelaţie de rang Spearman (-0,1026) este nesemnificativ statistic), se poate observa din fig. 30 că valoarea maximă a concentraţiei azotului total din august 2004 este „încadrată" de un maximum de dezvoltare al zooplanctonului din mai 2004 (datorat cladocerelor şi rotiferelor) şi de un alt maxim al zooplanctonului din octombrie 2004 (datorat exclusiv rotiferelor). Avînd în vedere faptul că în lanţurile trofice lentice nutrienţii sunt necesari comunităţii fitoplanctonice care reprezintă la rîndul său sursă de hrană pentru zooplanctonul erbivor (format majoritar din cladocere şi rotifere), putem concluziona că o astfel de evoluţie nu poate fi întîmplătoare.

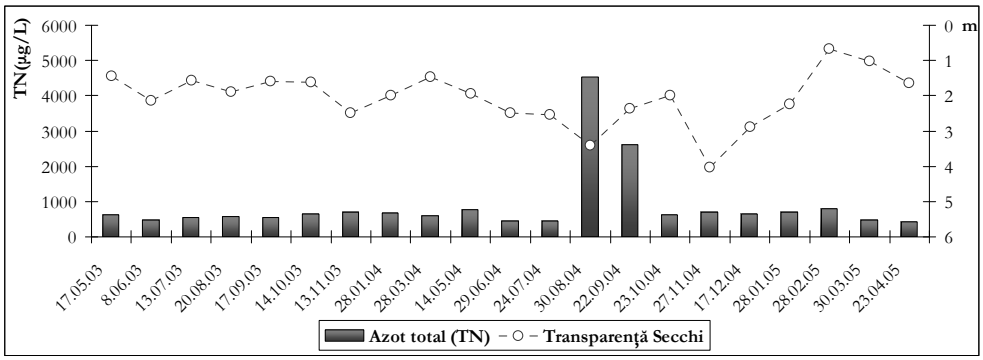


Fig. 29 Variaţia concentraţiei de azot total (TN) şi a transparenţei Secchi la cele 21 de date de prelevare din Lacul Ştiucii în perioada mai 2003 – aprilie 2005

Valorile azotului total măsurate în iazul piscicol Ţaga Mare pentru perioada septembrie 2003 - august 2004 (fig. 31) au fost mult mai mari comparativ cu cele din Lacul Ştiucii, înregistrîndu-se o medie de 1173,97 µg/L ± 323,72 pentru primele 8 date de prelevare, în timp ce în luna august 2004, cantitatea de azot total măsurată a depăşit 5500 µg/L, variaţie similară cu situaţia din Lacul Ştiucii. Conform datelor de la Direcţia Apelor Someş-Tisa, Administraţia Naţională Apele Române, concentraţia de azot total măsurată în Ţaga Mare a fost de 1780 µg/L pentru data de 17.09.2003.

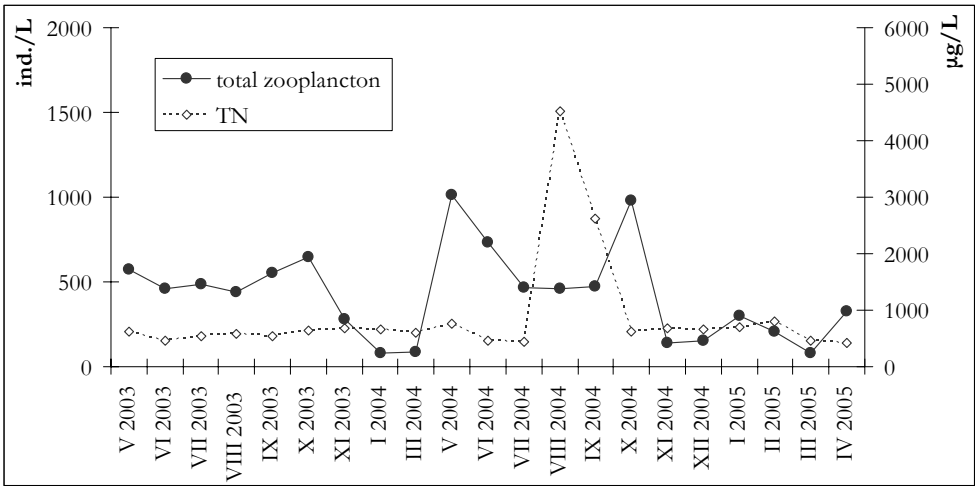


Fig. 30 Variaţia concentraţiei de azot total (TN) şi a densităţii zooplanctonului total din Lacul Ştiucii la cele 21 de date de colectare

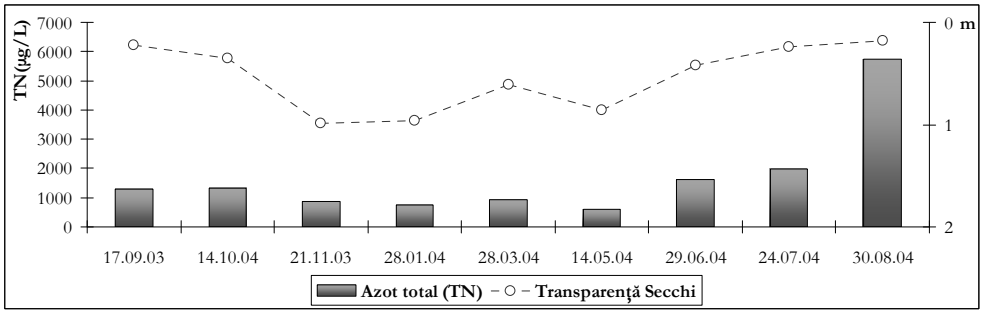


Fig. 31 Variaţia cantităţii de azot total (TN) şi a transparenţei Secchi în perioada septembrie 2003 – august 2004 în Ţaga Mare

Fosforul joacă un rol major în procesele metabolice; în comparaţie cu alţi macronutrienţi necesari organismelor acvatice, acest element se găseşte în cantităţi mici în mediul acvatic, astfel devenind cel mai important factor limitativ pentru producţie. Cantitatea de fosfor din apă este condiţionată de cantitatea acestuia în substrat, de cantitatea de substanţe organice, de temperatură şi de intensitatea activităţii bacteriene care realizează mineralizarea materiei organice. Ciclul fosforului în zona trofogenă are loc pe numeroase căi, iar transformarea între diversele forme se realizează de obicei extrem de rapid

(Wetzel, 2001). Organismele din regnul Protista (cum ar fi flagelatele) şi organismele zooplanctonice ce se hrănesc cu bacterii şi alte particule sestonice excretă fosfor solubil şi amoniu. Aceşti nutrienţi sunt utilizaţi rapid de alge şi bacterii, iar atunci cînd concentraţiile de fosfor sunt scăzute, aceste surse de fosfor reciclat devin critice pentru creşterea şi succesiunea fitopolanctonului (Wetzel, 2001). Pe de altă parte, Malley şi colab. (1988) arată că, în condiţii experimentale de creştere a concentraţiei de azot şi fosfor, populaţia de crustacee zooplanctonice a scăzut drastic în densitate.

Valorile fosforului total măsurate în Lacul Ştiucii în perioada de studiu au înregistrat o medie de 19,82 μg/L ± 3,78 (fig. 32), fiind din nou similare cu cele puse la dispoziţie de Direcţia Apelor Someş-Tisa, Administraţia Naţională Apele Române (cu o medie de 18,10 μg/L pentru perioada aprilie-septembrie 2005), dar inferioare celor măsurate în 2001 (41,44 μg/L ± 12,02) şi 2002 (52,02 μg/L ± 33,66) (Gudasz, 2004). În lunile august şi septembrie 2004 au fost înregistrate cele mai mici valori ale fosforului total, în opoziţie cu valorile maximale ale azotului total din lunile respective.

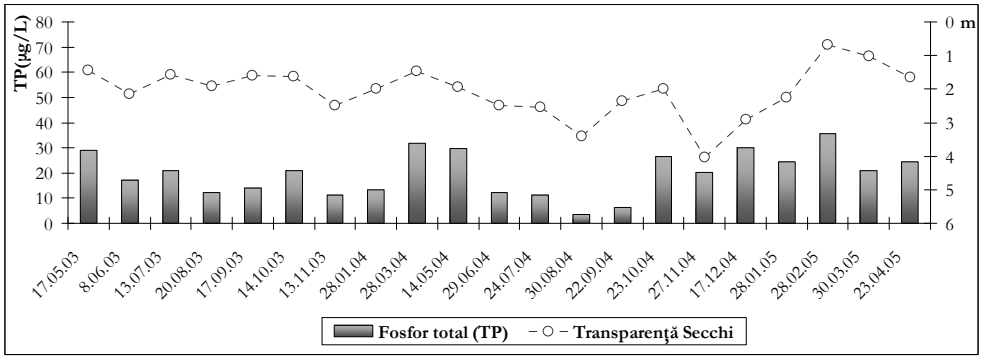


Fig. 32 Variaţia concentraţiei de fosfor total (TP) şi a transparenţei Secchi în Lacul Ştiucii în perioada de studiu

Şi valorile fosforului total măsurate în iazul Ţaga Mare (fig. 33) au fost mult mai ridicate comparativ cu cele din Lacul Ştiucii, avînd o medie de 179,5

µg/L ± 50,32 în perioada septembrie 2003 – august 2004. Valorile fosforului total preluate de la Direcţia Apelor Someş-Tisa, Administraţia Naţională Apele Române, au fost de 90 µg/L pentru data de 17.09.2003.

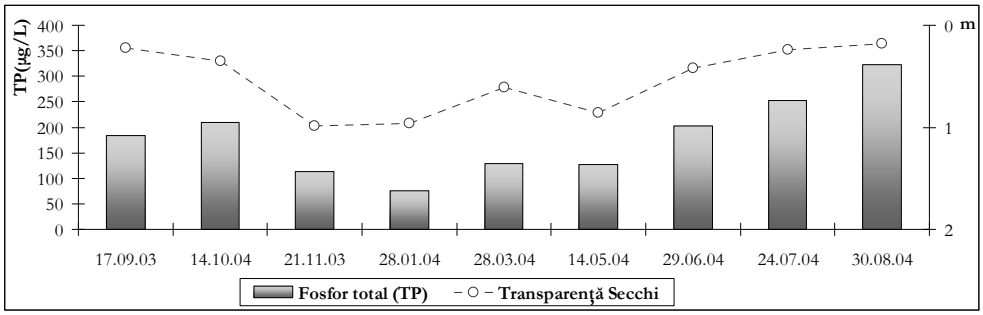


Fig. 33 Variaţia concentraţiei fosforului total (TP) şi a transparenţei Secchi în Ţaga Mare la cele 9 date de prelevare

Nivelul de troficitate al bazinelor acvatice se poate aprecia cu exactitate după cantitatea de compuşi cu azot şi fosfor prezenţi în apă. Rezultatele programului de cercetare OECD (1982) au dus la definirea cu exactitate a termenilor de „oligotrof" şi „eutrof" prin stabilirea de limite precise cum ar fi cele ale concentraţiilor fosforului total în timpul amestecului maselor de apă din primăvară (tabel 5). Avînd în vedere faptul că în Lacul Ştiucii s-a surprins faza de amestec a maselor de apă în luna martie a anului 2004, valoarea fosforului total măsurată la această dată (de 31,788 µg/L) încadrează acest lac în categoria mezotrof – eutrof. Pentru Ţaga Mare, media concentraţiei de fosfor total din timpul amestecului de primăvară din martie – mai 2004 (127,85 µg/L) arată gradul de hipertrofie a acestui bazin. Din punct de vedere al standardului naţional (tabelul 5), Lacul Ştiucii se încadrează între mezotrof şi eutrof din punct de vedere al concentraţiei de azot total (cu o medie pe toate lunile de studiu, inclusiv august şi septembrie 2004, de 0,881 mg/L TN) şi între oligotrof şi mezotrof pentru fosfor total (cu o medie pe toate lunile de studiu de 0,019 mg/L TP). Iazul Ţaga Mare este conform acestui standard naţional

hipertrof, atît din punct de vedere al azotului total (media pe toate lunile de studiu, inclusiv august 2004, a fost 1,680 mg/L TN) dar şi al fosforului total (media fiind de 0,179 mg/L).

Tabel 5 Stabilirea gradului de eutrofizare a bazinelor acvatice în funcţie de concentraţiile de nutrienţi

Gradul de eutrofizare	**OECD (1982)(preluat din Lampert şi Sommer, 2007)**	**Standard naţional (cf. Ord. nr. 161/2006)**	
Parametru	**Concentraţia fosforului total în timpul circulaţiei de primăvară (µg/L)**	**Concentraţia fosforului total (mg/L)**	**Concentraţia azotului total (mg/L)**
Ultraoligotrof	<5	0,005	0,2
Oligotrof	5-10	0,01	0,4
Mezotrof	10-30	0,03	0,65
Eutrof	30-100	0,1	1,5
Hipertrof	>100	>0,1	>1,5

O modalitate extrem de eficientă de vizualizare a setului de date este realizarea diagramelor de tip bidimensional prin analiza în componente principale (*PCA –Principal Components Analysis*). Fig. 34 prezintă această diagramă realizată pe baza valorilor medii ale parametrilor fizico-chimici măsuraţi în Lacul Ştiucii (staţia **S1**) la cele 21 de luni de prelevare, scopul realizării acestui grafic fiind cel de a ordona datele de prelevare în funcţie de parametrii cei mai importanţi. Conform reprezentării din caseta figurii 34, se observă corelaţia negativă puternică dintre temperatură şi oxigen pe de o parte şi cea pozitivă dintre conductivitate şi salinitate pe de altă parte. Cu cît variabilele se apropie mai mult de marginea cercului, cu atît sunt mai bine explicate de diagrama PCA. Astfel, temperatura este asociată axei F1 (valoarea cosinusului pătrat folosită pentru preîntîmpinarea erorilor de proiectare pe două axe este ridicată 0,615) şi arată că datele de prelevare: octombrie 2003, septembrie 2003, august 2003, iulie 2003 au înregistrat temperaturi medii ridicate (peste 13°C), aflîndu-se în partea pozitivă a axei. Pe de altă parte, datele de prelevare: ianuarie 2004, noiembrie 2004, noiembrie 2003, decembrie 2004

s-au grupat în partea negativă a axei F1, datorită temperaturilor medii mici înregistrate (3 - 5°C). Similar se interpretează gruparea datelor de prelevare în funcţie de conductivitate şi salinitate: ţinînd cont că aceşti parametri sunt explicaţi tot de axa F1, datele de prelevare: august 2004, septembrie 2004 şi iunie 2004 s-au grupat în partea pozitivă a axei datorită valorilor mari înregistrate (peste 1200 µS/cm conductivitate), spre deosebire de data martie 2004, ce se află în partea negativă a axei F1.

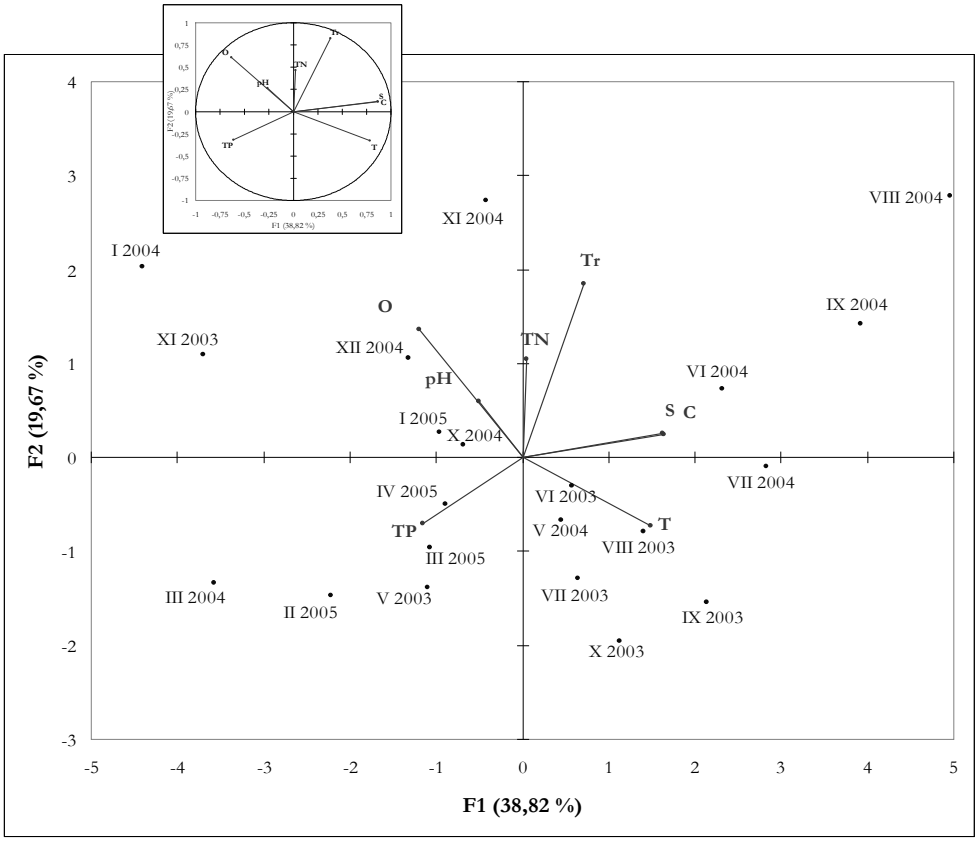


Fig. 34 Diagrama de tip "biplot" realizată prin analiză în componente principale (*PCA –Principal Components Analysis*) pe baza valorilor medii ale parametrilor fizico-chimici măsuraţi în cele 21 de luni de prelevare (notate în grafic prin cifre romane) (**T** – temperatură; **O** – oxigen dizolvat; **C** – conductivitate; **S** – salinitate; **TN** – concentraţia azotului total; **TP** – concentraţia fosforului total; **Tr** - transparenţa); axele F1 şi F2: 58,49 %; în casetă: situaţia variabilelor în "cercul de corelaţie" în planurile F1xF2

5. COMPOZIȚIA CALITATIVĂ A COMUNITĂȚILOR DE MICROCRUSTACEE PLANCTONICE

În perioada de studiu cuprinsă între lunile mai 2003 şi aprilie 2005 au fost identificate în total 26 de specii de cladocere şi copepode ciclopide din Lacul Ştiucii şi iazul Ţaga Mare, 19 specii doar în primul bazin acvatic, 12 specii doar în al doilea şi 5 specii comune (tabel 6).

Un număr de 15 specii de cladocere a fost prezent în lacurile studiate, 10 specii în Lacul Ştiucii şi 9 în Ţaga Mare (tabel 6). Majoritatea cladocerelor indentificate au fost femele partenogenetice cu ouă sau fără; în proporție mai mică au fost prezenți masculi de cladocere şi femele gamogenetice. *Alona rectangula* Sars, 1862 (fig. 37), prezentă în ambele lacuri mai puțin în lunile de iarnă, este o specie regăsită de obicei în ape eutrofe limpezi, fiind o forma euritermă (Negrea, 1983a). *Bosmina longirostris* O.F. Müller, 1776 (fig. 35), identificată din ambele bazine acvatice în toate datele de prelevare, este o specie euritermă termofilă planctonobie, întîlnindu-se de cele mai multe ori în masa apei iazurilor şi în general a tuturor apelor mici eutrofe nepoluate. Este o specie perenă, frecventă iarna sub pod de gheață. *Ceriodaphnia pulchella* Sars, 1862 (fig. 36), prezentă de asemenea în ambele lacuri, este o specie planctonofilă, euritermă termofilă, ce se dezvoltă cu precădere în apa liberă, limpede. Totuşi, *Ceriodaphnia* este cunoscută în literatură ca fiind bine adaptată şi la zonele cu vegetaţie submersă, putînd tolera chiar condiţii de hipoxie (Jeppesen şi colab., 1998). *Chydorus sphaericus* O.F. Müller, 1776 (emend. Frey, 1980) (fig. 41 şi 43), identificat şi în Lacul Ştiucii şi în Ţaga Mare, este o specie des întîlnită în ape eutrofe, cel mai adesea perenă, găsită şi sub gheață. Este cel mai frecvent şi răspîndit cladocer din România, prezent de la Marea Neagră

pînă la 2240 m altitudine. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (fig. 38 şi 39), specie prezentă doar în Lacul Ştiucii, a fost identificată (alături de *Bosmina longirostris*) în toate datele de prelevare. După Negrea, 1983a, se dezvoltă cu precădere în lacurile eutrofe mai mult sau mai puţin adînci şi întinse, cu mult luciu de apă, fiind o specie prin excelenţă euplanctonică, ce preferă apa liberă. Este euritermă termofilă. *Daphnia galeata* Sars, 1864 (fig. 40), identificată doar în Ţaga Mare, se dezvoltă cu precădere în lacurile eutrofe, cu mult luciu de apă, din unele iazuri îngrăşate pentru piscicultură. Este o specie euplanctonică – trăieşte în zone fără macrofite, în toată coloana de apă, deasupra sau în ochiurile de apă liberă din vegetaţia submersă (Negrea, 1983b); în toiul verii de regulă slab reprezentată din cauza dezvoltării altor specii planctonice termofile sau a macrofitelor; specie euritermă termofilă. *Diaphanosoma orghidani* Negrea, 1982 (fig. 46), găsită tot doar în iazul Ţaga Mare, este o specie ce preferă apa liberă şi limpede, inclusiv cea din ochiurile din vegetaţia emersă, submersă şi plutitoare, din orizontul de deasupra macrofitelor submerse şi cel de lîngă fund. *Graptoleberis testudinaria* Negrea, 1982 (fig. 42), identificată doar în Lacul Ştiucii, se regăseşte cu precădere în vegetaţia submersă, ochiurile şi apa liberă din preajma ei; frecventă şi în macrofitele plutitoare şi emerse, fiind o specie cosmopolită din punct de vedere al răspîndirii geografice. *Ilyocryptus sordidus* Liévin, 1848 (fig. 47), găsit doar în Ţaga Mare, preferă fundul mîlos şi nisipos de la adîncimi mici din apele bogate în vegetaţie emersă şi submersă (deci bogate în detritus). Este o specie euritermă şi neutrofilă; cosmopolită din punct de vedere al răspîndirii geografice; după unii autori pătrunde în substrat pînă la 10 cm scormonind după hrană (Flössner, 1972). *Leydigia acanthocercoides* Fischer, 1854 (fig. 48), identificată tot în Ţaga Mare, este o specie destul de rară în România (Negrea, 1983a); trăieşte în ape de la altitudini mici, pe fundul mîlos fără vegetaţie sau cu macrofite şi mult detritus, cu precădere pe mîlul din ochiurile de apă liberă din stufăriş şi din desişurile de plante submerse. Este

euritermă - termofilă şi neutrofilă. *Moina brachiata* Jurine, 1820 (fig. 41), prezentă doar în Ţaga Mare, este o specie planctonică de ape mici eutrofe, bine încălzite, cu fund mîlos sau argilos; se dezvoltă cu precădere în iazuri şi heleştee; indivizi izolaţi apărînd uneori în apele întinse şi puţin adînci. Populaţii masive se găsesc în ape cu înfloriri cauzate de alge, de unde importanţa sa ca indicator al troficităţii bazinelor acvatice. *Pleuroxus aduncus* Jurine, 1820 (fig. 43 şi 44) identificată doar din Lacul Ştiucii, este frecventă în apele invadate de vegetaţie, fără a evita zonele libere. Este o specie cosmopolită, ca şi *Pleuroxus laevis* Sars, 1862 (fig. 44) (identificată tot doar din Lacul Ştiucii), care preferă fundul mîlos cu vegetaţie sau apa liberă din imediata apropiere. *Scapholeberis mucronata* O.F. Müller, 1776 (fig. 43) (găsită doar la o dată de prelevare în Lacul Ştiucii), se dezvoltă cu precădere în hiponeustonul de la mal şi mai rar în largul apelor întinse puţin adînci, liniştite, bogate în alge şi macrofite submerse, emerse şi plutitoare. *Simocephalus vetulus* O.F. Müller, 1776 (fig. 45), doar din Lacul Ştiucii, este o specie macrofitofilă, una dintre cele mai frecvente şi larg răspîndite în România (Negrea, 1983a). Preferă zonele cu macrofite submerse şi plutitoare, inclusiv ochiurile dintre ele, mîlul dintre rizomii plaurilor, între plantele emerse şi pe fundul fără vegetaţie din preajma macrofitelor. De regulă prezentă tot anul, însă cu puţine exemplare. Numeroase efipii – forme de rezistenţă – au fost găsite în probele prelevate de la adîncimile maxime de la toate staţiile din lacul Ştiucii şi Ţaga Mare (fig. 49). În cele două lacuri studiate au fost identificate în total 11 specii de copepode ciclopide, 9 specii în Lacul Ştiucii, 3 în Ţaga Mare, doar *Cyclops vicinus* fiind comună în cele două bazine. În ceea ce priveşte copepodul *Acanthocyclops vernalis* Fischer, 1863 (fig. 58), identificarea s-a făcut după Damian-Georgescu (1963), dar nenumăratele revizuiri ale genului *Acanthocyclops* aruncă multe semne de întrebare asupra caracterelor folosite atunci în departajarea speciilor (de exemplu Dodson şi colab., 2003, pentru a cita doar o lucrare ce se referă chiar la specia *A. vernalis*).

Astfel, caracterul de diferenţiere a speciei *A. vernalis* de subspecia *A. v. robustus* semnalat în Damian-Georgescu (1963) era prezenţa unui al treilea spin pe endopoditul 3 al perechii numărul 4 de picioare, caracter abandonat ulterior (Einsle, 1993; Mirabdulaev şi Defaye, 2002), datorită marii variabilităţi intraspecifice. Din cauza numărului mic de indivizi adulţi prelevaţi în 2004 din iazul Ţaga Mare am ales să ne referim la această specie ca *Acanthocyclops* cf. *vernalis*, datorită semnalării anterioare a prezenţei sale în acest bazin acvatic, dar cu rezervele prezentate anterior. *Cryptocyclops bicolor* Sars, 1863 (fig. 59) este considerată a fi o specie cosmopolită, ce trăieşte în zonele liniştite ale bazinelor cu apă dulce. *Cyclops vicinus* Ulianine, 1875 (fig. 51), identificată în ambele bazine, este frecventă în lacurile şi bălţile mari, aproape în tot cursul anului, cu maxim de dezvoltare în timpul iernii şi primăvara (Damian-Georgescu, 1963). *Eucyclops macruroides* Lilljeborg, 1901 (fig. 56 şi 57) se întîlneşte deseori în lacuri şi bălţi mai mari, în zona litorală cu macrofite; este o specie euritermă, policiclică. *Eucyclops serrulatus* Lilljeborg, 1901 (fig. 57) prezintă o adaptabilitate crescută la diferite condiţii de mediu, întîlnindu-se în ape cu cele mai variate caractere, de la izvoare montane la mocirle. În lacuri, preferă desişurile de macrofite, în litoral sau sublitoral (Damian-Georgescu, 1963). *Macrocyclops albidus* Jurine, 1820 (fig. 54) trăieşte în condiţii foarte variate, avînd o extremă posibilitate de adaptare, în special la variaţiile de temperatură. Specie cosmopolită, preferă ape limpezi cu multă vegetaţie. *Macrocyclops distinctus* Richard, 1887 (fig. 55) trăieşte mai mult în tufişurile de macrofite din litoralul lacurilor, fiind o specie euritermă. *Megacyclops viridis* Jurine, 1820 (fig. 60) este o specie cosmopolită, populînd toate biotopurile acvatice continentale (Pleşa şi Müller, 2002). *Mesocyclops leuckarti* Claus, 1857 (fig. 52) este o specie termofilă cosmopolită ce trăieşte în ape cu caracter diferit, de la bălţi pînă la lacurile mari.

Tabel 6 Lista speciilor de cladocere şi copepode identificate în Lacul Ştiucii (staţiile **S1**, **S2**, **S3**) şi iazul piscicol Ţaga Mare (staţia **T1**) în 2003-2005

TAXONI	**S1**	**S2**	**S3**	**T1**
Subordinul CLADOCERA*				
Familia Sididae				
Diaphanosoma orghidani Negrea, 1982	-	-	-	✓
Familia Daphniidae				
Ceriodaphnia pulchella Sars, 1862	✓	✓	✓	✓
Daphnia cucullata Sars, 1862	✓	✓	✓	-
Daphnia galeata Sars, 1864	-	-	-	✓
Scapholeberis mucronata O.F. Müller, 1776	-	-	✓	-
Simocephalus vetulus O.F. Müller, 1776	✓	✓	✓	-
Familia Moinidae				
Moina brachiata Jurine, 1820	-	-	-	✓
Familia Bosminidae				
Bosmina longirostris O.F. Müller, 1776	✓	✓	✓	✓
Familia Eurycercidae				
Alona rectangula Sars, 1862	✓	✓	✓	✓
Chydorus sphaericus O.F. Müller, 1776	✓	✓	✓	✓
Graptoleberis testudinaria Fischer, 1848	-	✓	✓	-
Leydigia acanthocercoides Fischer, 1854	-	-	-	✓
Pleuroxus aduncus Jurine, 1820	✓	✓	✓	-
Pleuroxus laevis Sars, 1862	✓	✓	✓	-
Familia Macrothricidae				
Ilyocryptus sordidus Liévin, 1848	-	-	-	✓
Subclasa COPEPODA**				
Familia Cyclopidae				
Subfamilia Eucyclopinae				
Eucyclops macruroides Lilljeborg, 1901	-	✓	✓	-
Eucyclops serrulatus Lilljeborg, 1901	-	-	✓	-
Macrocyclops albidus Jurine, 1820	-	✓	✓	-
Macrocyclops distinctus Richard, 1887	-	✓	✓	-
Subfamilia Cyclopinae				
Acanthocyclops cf. *vernalis* Fischer, 1863	-	-	-	✓
Cryptocyclops bicolor Sars, 1863	-	✓	✓	-
Cyclops vicinus Ulianine, 1875	✓	✓	✓	✓
Megacyclops viridis Jurine, 1820	-	✓	✓	-
Mesocyclops leuckarti Claus, 1857	✓	✓	✓	-
Thermocyclops crassus Fischer, 1853	✓	✓	✓	-
Thermocyclops oithonoides Sars, 1863	-	-	-	✓

* încadrare taxonomică după Negrea, 2007; ordinea familiilor după Negrea şi colab., 1999; speciile sunt ordonate alfabetic în cadrul familiilor;

** încadrare taxonomică după Dussart şi Defaye, 2006 şi Iepure, 2007; speciile sunt ordonate alfabetic în cadrul subfamiliilor.

Thermocyclops crassus Fischer, 1853 (fig. 52) este o formă termostenotermă, neîntîlnită în timpul iernii şi cu maximul de dezvoltare în perioada călduroasă a anului (Damian-Georgescu, 1963). *Thermocyclops oithonoides* Sars, 1863 (fig. 53), specie identificată doar în Ţaga Mare, este o formă iubitoare de căldură, întîlnită tot timpul anului însă iarna doar cu exemplare izolate, maximul de dezvoltare fiind vara şi la începutul toamnei (Damian-Georgescu, 1963). În general, numărul indivizilor aflaţi în diferite stadii ontogenetice preadulte poate depăşi de 10 - 20 de ori numărul indivizilor adulţi de copepode (Pleşa şi Müller, 2002). Această situaţie este caracteristică şi lacurilor studiate, unde nauplii şi copepodiţii (fig. 50) au fost prezenţi în toate datele de prelevare şi la toate adîncimile. Avînd în vedere faptul că sunt imposibile identificările taxonomice la nivelul acestor stadii, ei au fost consemnaţi şi analizaţi ca atare. În ambele bazine acvatice studiate, pe lîngă speciile de microcrustacee planctonice au fost identificate rotifere (fig. 61), care, deşi o importantă componentă a comunităţii de zooplancton, nu reprezintă tema lucrării de faţă, astfel că au fost considerate în prelucrările cantitative ca grup. 8 genuri de rotifere au fost identificate în Lacul Ştiucii şi 6 în Ţaga Mare (tabel 7), însă datorită modului de prelevare a probelor, utilizînd un fileu zooplanctonic pentru crustacee cu dimensiunile ochiului mai mari de 50/55 μm, doar rotiferele ce depăşesc această dimensiune au putut fi considerate.

În probele de zooplancton au fost găsite şi organisme pătrunse accidental în echipamentul de prelevare. Astfel, au fost semnalaţi reprezentanţi ai bentosului: larve de insecte, oligochete, nematode, hidre, bivalve, gastropode, acarieni acvatici, ostracode (fig. 62). Larvele de *Chaoborus* (insecte, diptere) reprezintă un component major al faunei bentonice profundale din lacuri, fiind prădători vorace ai organismelor zooplanctonice. În probele de zooplancton a fost semnalat de asemenea la multe date de prelevare dinoflagelatul *Ceratium* sp.

În unele probe a fost observată (la nivel macroscopic) cianofita *Oscillatoria* sp. dar şi alte organisme, cum ar fi epiparaziţi ai peştilor (branchiurul *Argulus* sp.) (fig. 62).

Tabel 7 Lista genurilor de rotifere din cele două lacuri studiate în perioada 2003-2005

TAXONI	**Lacul Ştiucii**	**Iazul Ţaga Mare**
Filum Rotifera*		
Clasa Eurotatoria		
Familia Asplanchnidae		
Asplanchna Gosse 1850	✓	✓
Familia Brachionidae		
Brachionus Pallas 1776	✓	✓
Keratella Bory De Saint Vincent 1822	✓	✓
Familia Lecanidae		
Lecane Nitzsch 1827	✓	-
Familia Proalidae		
Proales Gosse 1886	✓	-
Familia Synchaetidae		
Polyarthra Ehrenberg 1834	✓	✓
Familia Trichocercidae		
Trichocerca Lamarck 1801	✓	✓
Familia Trochosphaeridae		
Filinia Bory De St. Vincent 1824	✓	✓

* încadrare taxonomică după Ricci şi Segers (red.)., 2004;
familiile sunt ordontate alfabetic

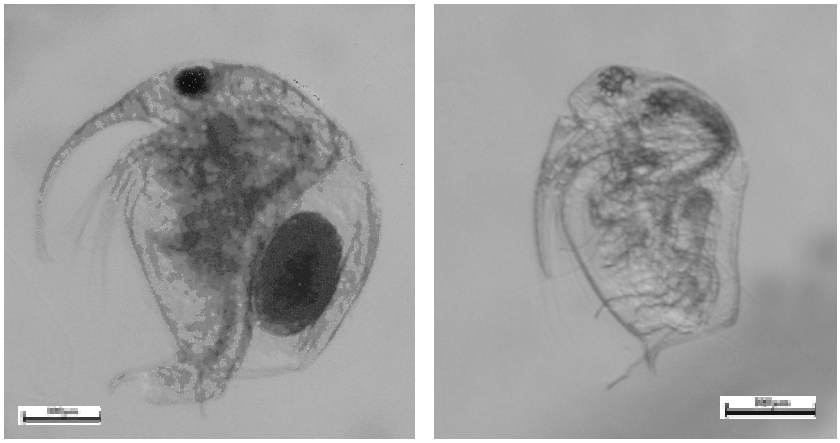


Fig. 35 *Bosmina longirostris* din Lacul Ştiucii: stînga - femelă gamogenetică (17.12.2004); dreapta -mascul (27.11.2004)

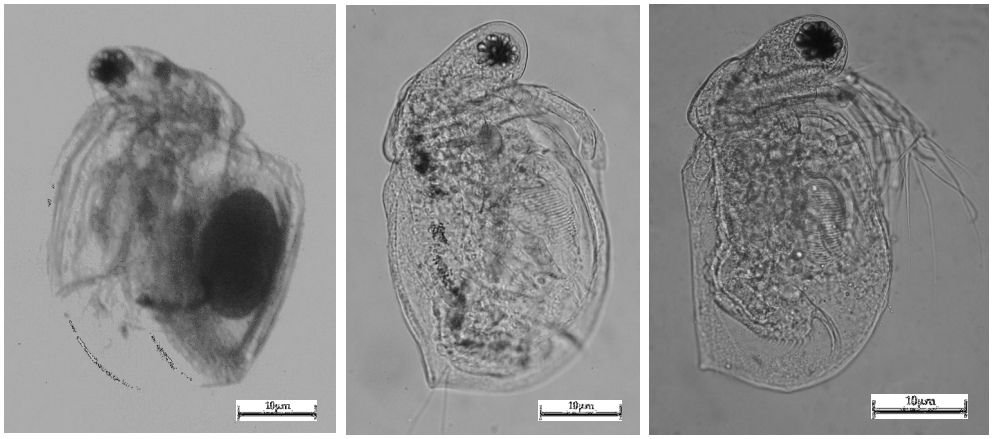


Fig. 36 *Ceriodaphnia pulchella* din Lacul Ştiucii: stînga – femelă gamogenetică (14.10.2003); centru – femelă partenogenetică neovigeră (14.10.2003); dreapta – mascul (23.10.2004)

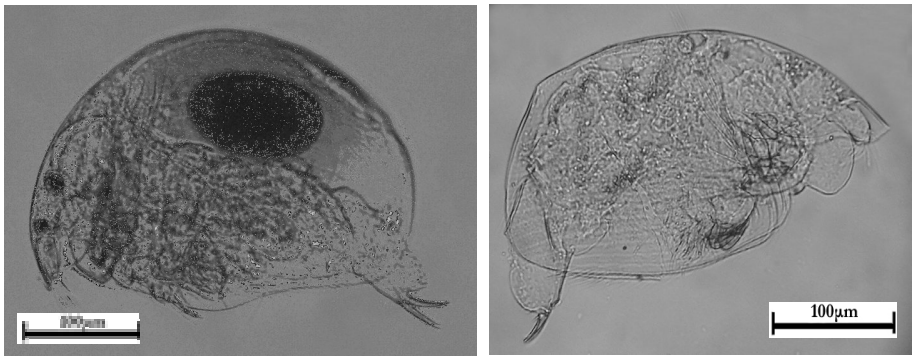


Fig. 37 *Alona rectangula* din Lacul Ştiucii (stînga – femelă gamogenetică, 23.10.2004) şi din iazul Ţaga Mare (dreapta – mascul, 21.11.2003)

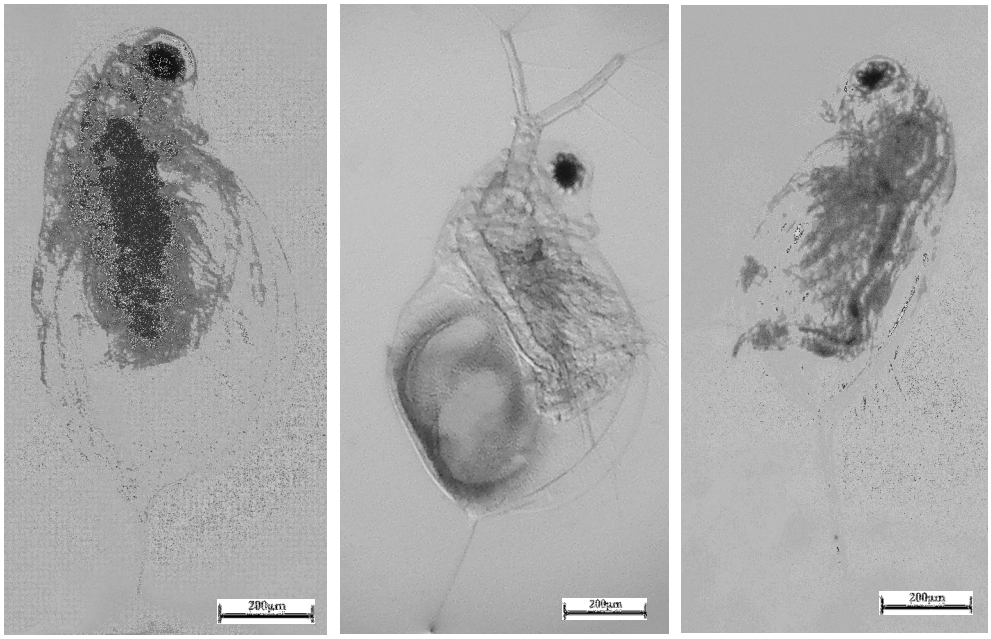


Fig. 38 *Daphnia cucullata* din Lacul Ştiucii: stînga - femelă partenogenetică neovigeră,17.12.2004; mijloc - femelă gamogenetică, 17.12.2004; dreapta – mascul, 14.10.03

Fig. 39 *Daphnia cucullata* din Lacul Ştiucii: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 8.06.2003, detaliu - rostru rotunjit; dreapta – femelă partenogenetică neovigeră, 8.06.2003

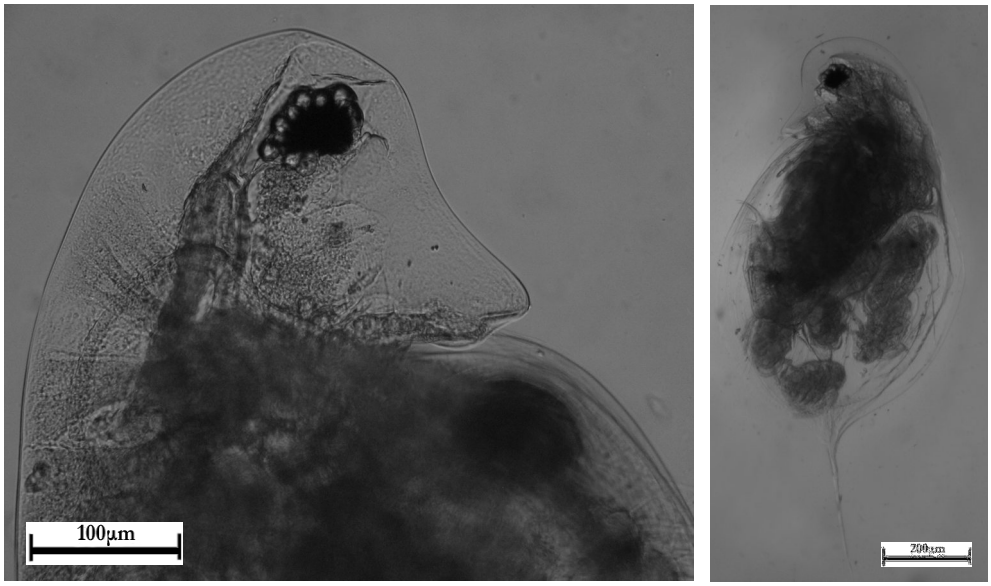


Fig. 40 *Daphnia galeata* din iazul Ţaga Mare: stînga – femelă partenogenetică ovigeră, 28.01.2004, detaliu - rostru trunchiat; drapta femelă partenogenetică ovigeră, 28.01.2004

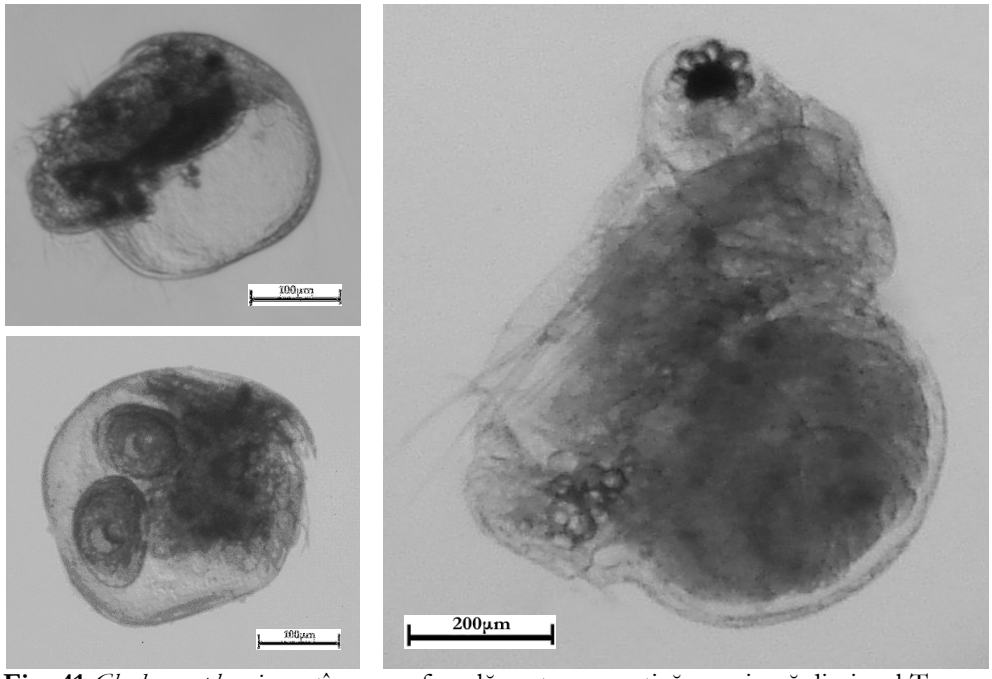


Fig. 41 *Chydorus sphaericus*: stînga sus femelă partenogenetică neovigeră din iazul Ţaga Mare, 14.05.2004; stînga jos femelă partenogenetică ovigeră din Lacul Ştiucii, 28.03.2004; *Moina brachiata*: femelă partenogenetică ovigeră din Ţaga Mare, 29.06.2004

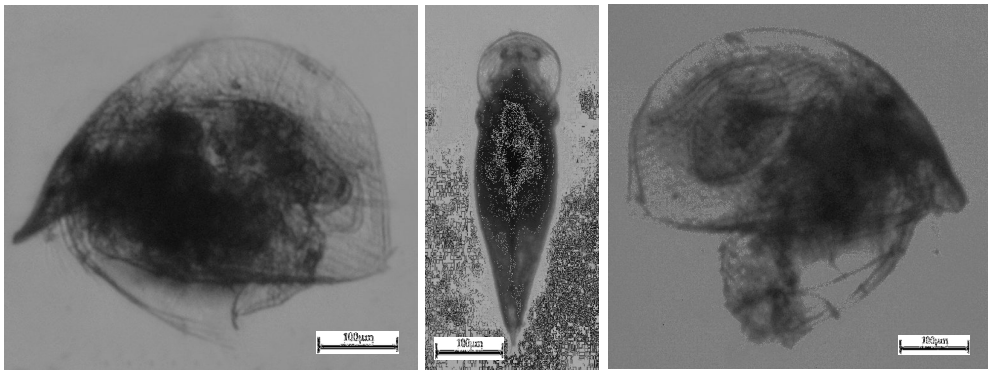


Fig. 42 *Graptoleberis testudinaria* din Lacul Ştiucii: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 20.08.2003; dreapta: femelă partenogenetică ovigeră, 17.09.2003; mijloc – vedere de sus

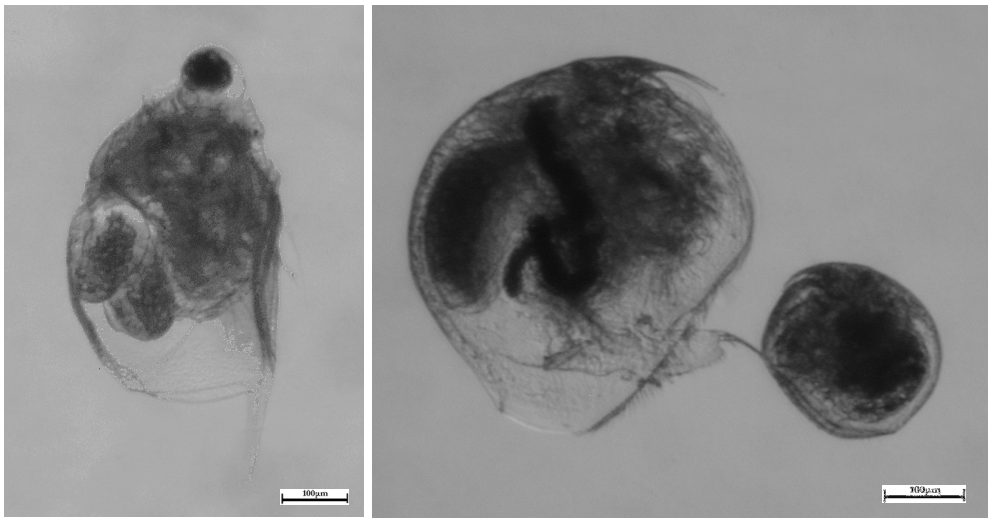


Fig. 43 *Scapholeberis mucronata* din Lacul Ştiucii (stînga): femelă partenogenetică ovigeră, 20.08.2003; dreapta: *Pleuroxus aduncus* (în stînga imaginii) şi *Chydorus sphaericus* (în drepta imaginii) din Lacul Ştiucii, femele partenogenetice, 14.10.2003

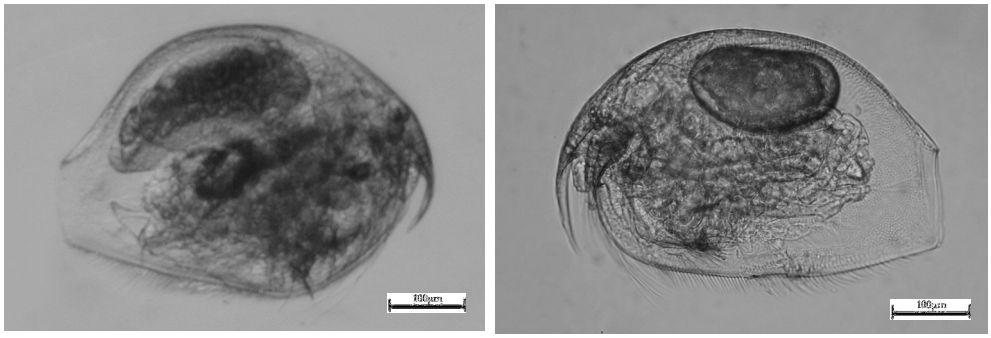


Fig. 44 *Pleuroxus aduncus* din Lacul Ştiucii (stînga), femelă partenogenetică ovigeră, 14.10.2003; *Pleuroxus laevis* din Lacul Ştiucii (dreapta), idem

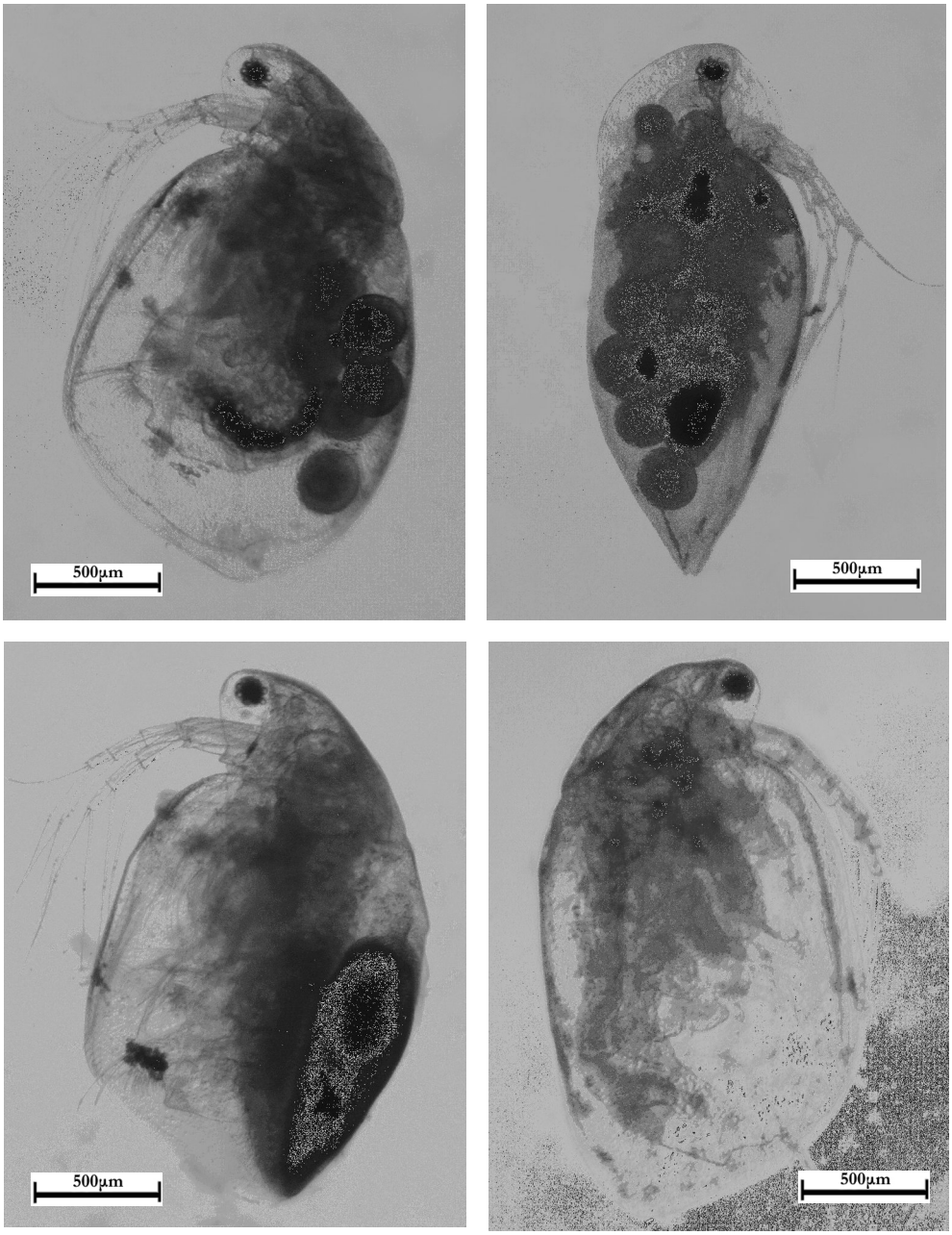


Fig. 45 *Simocephalus vetulus* din Lacul Ştiucii: sus – femelă partenogenetică ovigeră, 14.10.2003, stînga – vedere din lateral, dreapta - vedere din faţă; jos stînga – femelă gamogenetică, 13.11.2003, jos dreapta – femelă partenogenetică neovigeră, 28.03.2004

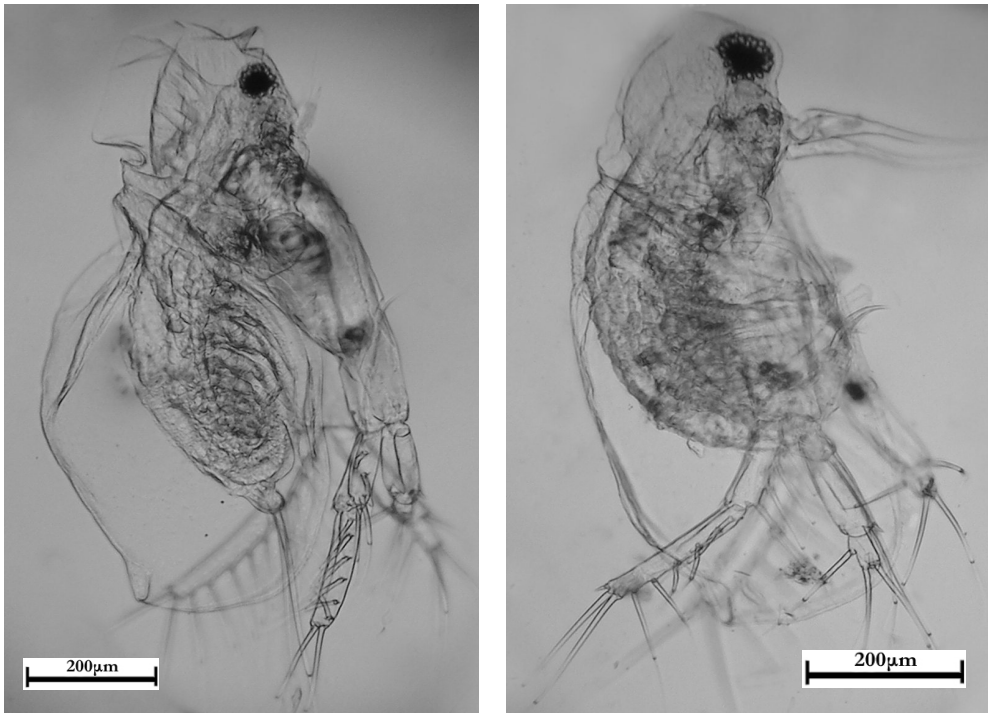


Fig. 46 *Diaphanosoma orghidani* din iazul Ţaga Mare: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 17.09.2003; dreapta – mascul, 14.10.2003

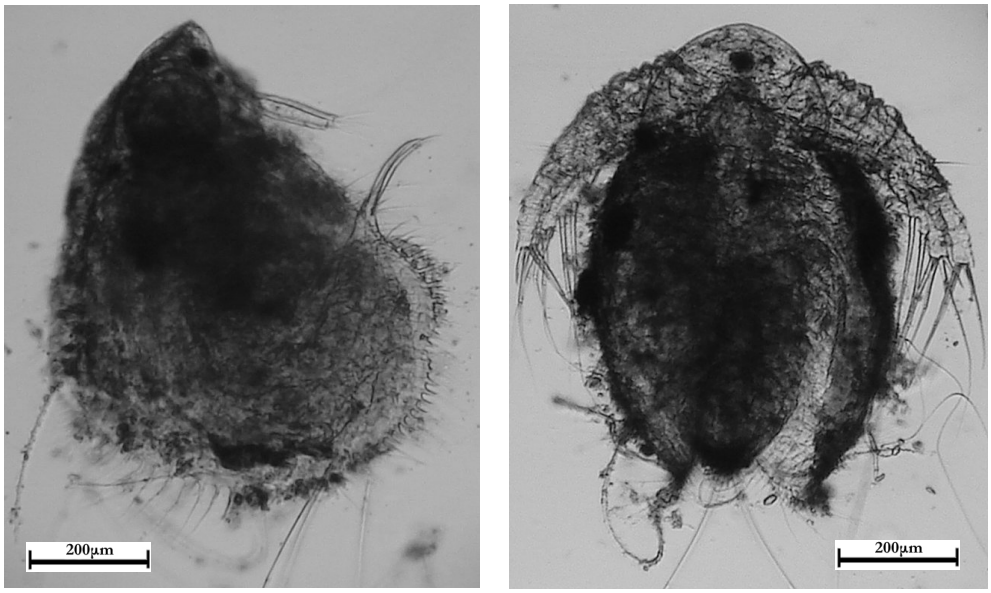


Fig. 47 *Ilyocryptus sordidus* din iazul Ţaga Mare: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 21.11.2003, vedere din lateral; dreapta – idem, vedere din faţă

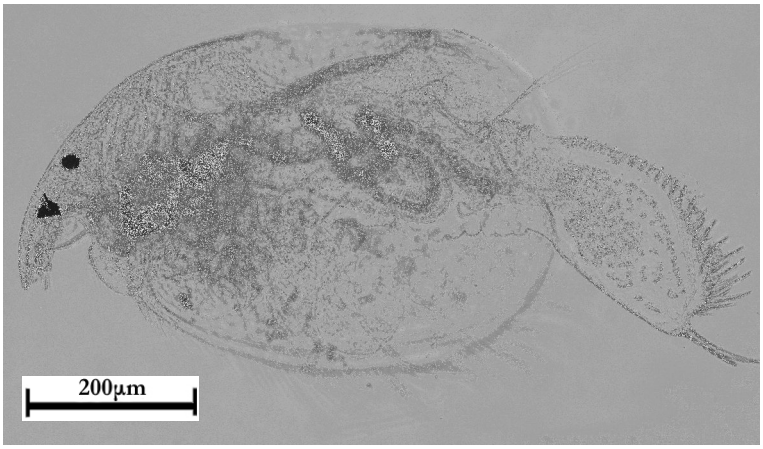


Fig. 48 *Leydigia acanthocercoides* din iazul Ţaga Mare: femelă partenogenetică neovigeră, 17.09.2003

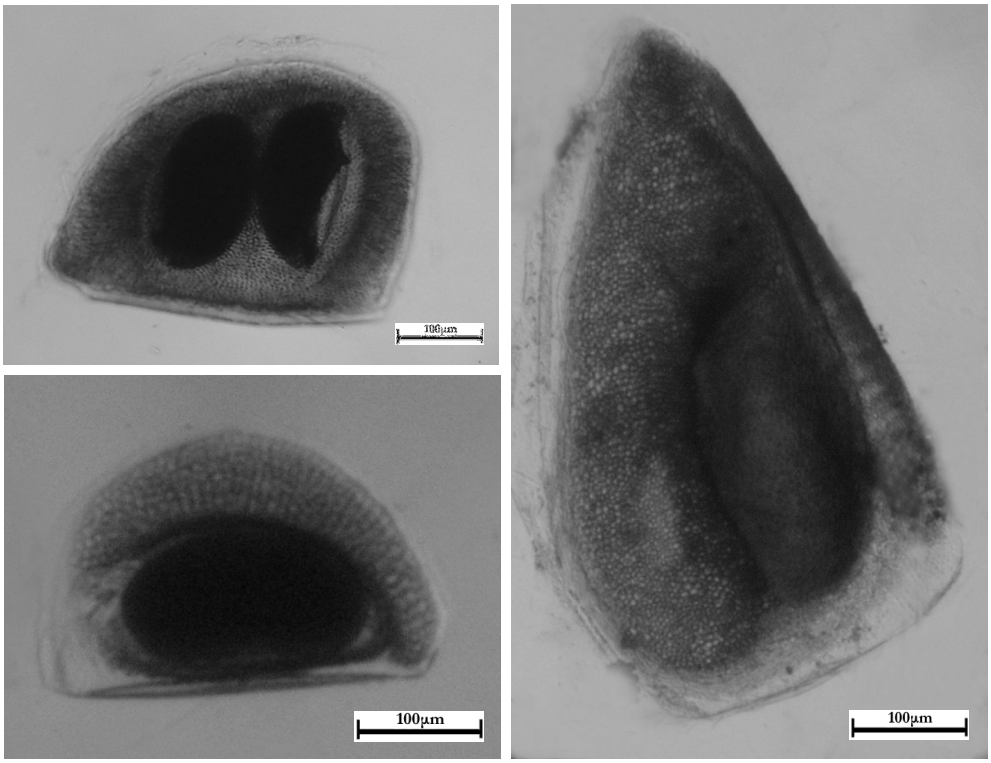


Fig. 49 Efipii: stînga sus – efipiu de *Daphnia* din iazul Ţaga Mare, 21.11.2003; stînga jos – efipiu de *Ceriodaphnia* din Lacul Ştiucii, 23.10.2004; dreapta – efipiu de *Simocephalus* din Lacul Ştiucii, 20.08.2003

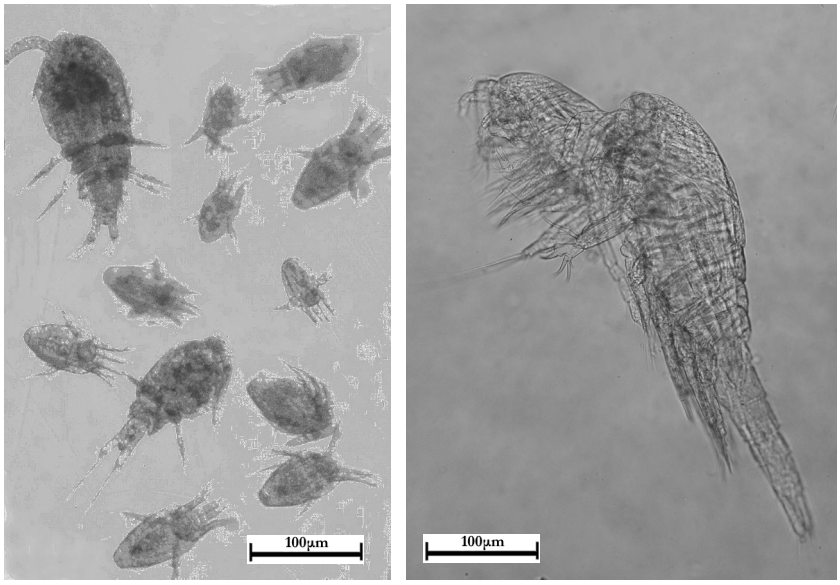


Fig. 50 Nauplii şi copepodiţi din Lacul Ştiucii, 28.01.2005 (stînga); copepodit hrănindu-se cu alt copepodit, Lacul Ştiucii, 20.08.2003 (dreapta)

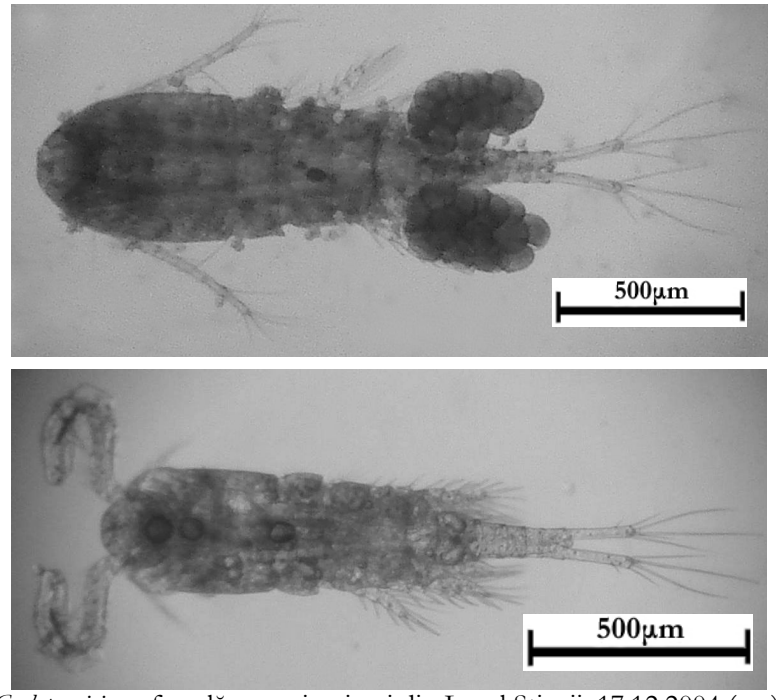


Fig. 51 *Cyclops vicinus*: femelă cu saci ovigeri din Lacul Ştiucii, 17.12.2004 (sus); mascul din iazul Ţaga Mare, 21.11.2003 (jos)

Fig. 52 *Mesocyclops leuckarti*, femelă, 23.04.2005 din Lacul Ştiucii (stînga); *Mesocyclops leuckarti* (în stînga) alături de *Thermocyclops crassus* (în dreapta), femele ovigere, Lacul Ştiucii, 30.08.2004 (foto dreapta)

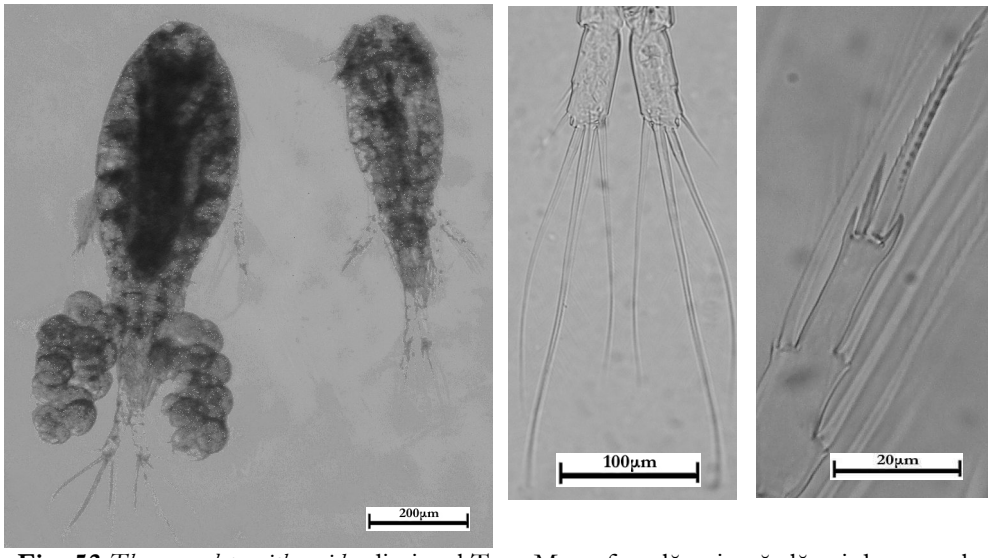


Fig. 53 *Thermocyclops oithonoides* din iazul Ţaga Mare: femelă ovigeră alături de mascul, 29.06.2004 (stînga); mascul, ramuri furcale, 29.06.2004 (mijloc); perii de pe ultimul segment al endopoditului perechii nr. 4 de picioare, important caracter de identificare (dreapta)

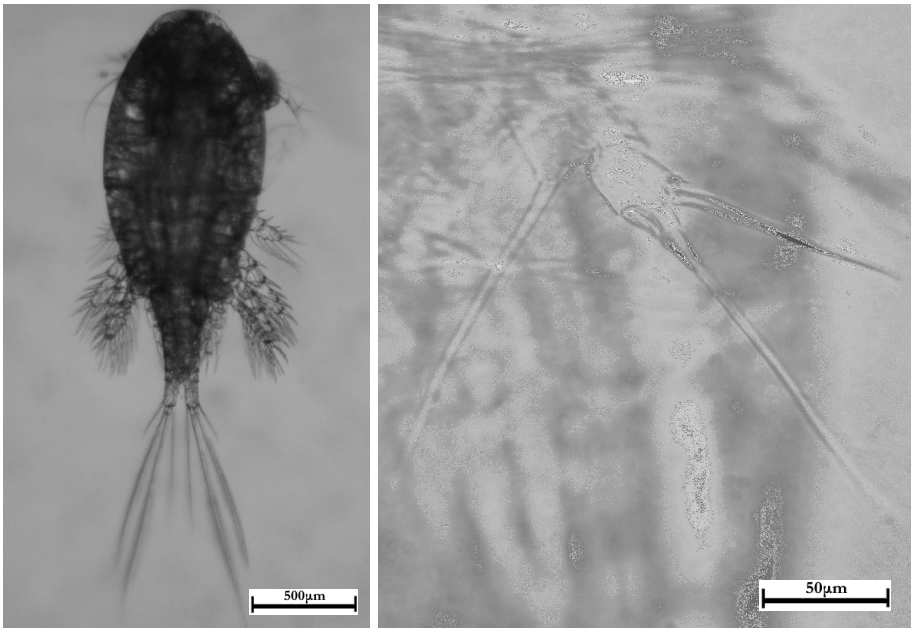


Fig. 54 *Macrocyclops albidus* din Lacul Ştiucii: mascul, 14.10.2003 (stînga); perechea nr. 5 de picioare, femelă, 24.07.2004 (dreapta)

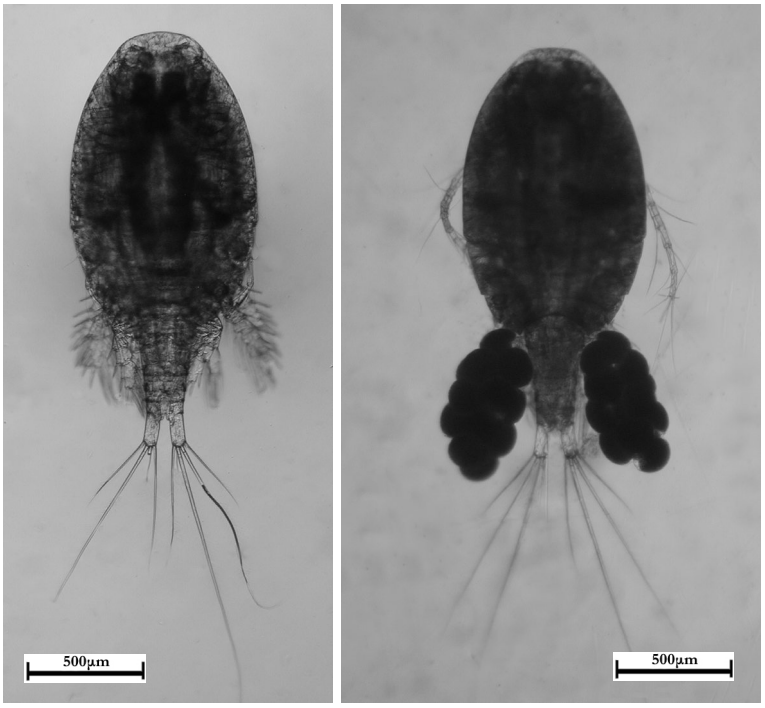


Fig. 55 *Macrocyclops distinctus* din Lacul Ştiucii: femelă neovigeră, 24.07.2004 (stînga); femelă cu saci ovigeri, 30.08.2004 (dreapta)

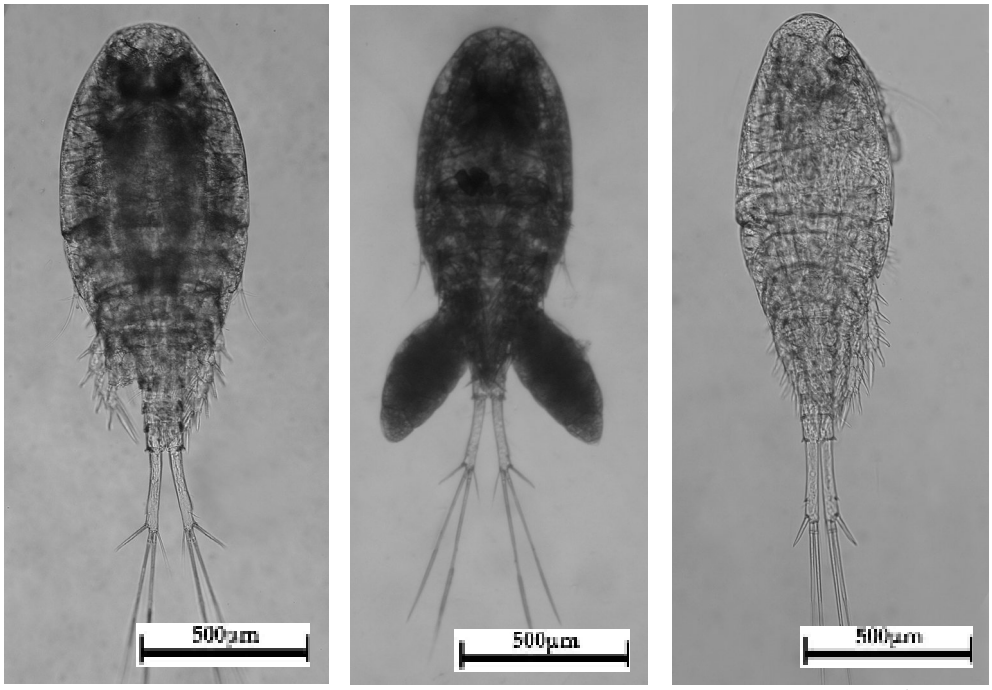


Fig. 56 *Eucyclops macruroides* din Lacul Ştiucii: femelă neovigeră, 30.08.2004 (stînga); femelă ovigeră, 30.08.2004 (mijloc); mascul, 24.07.2004 (dreapta)

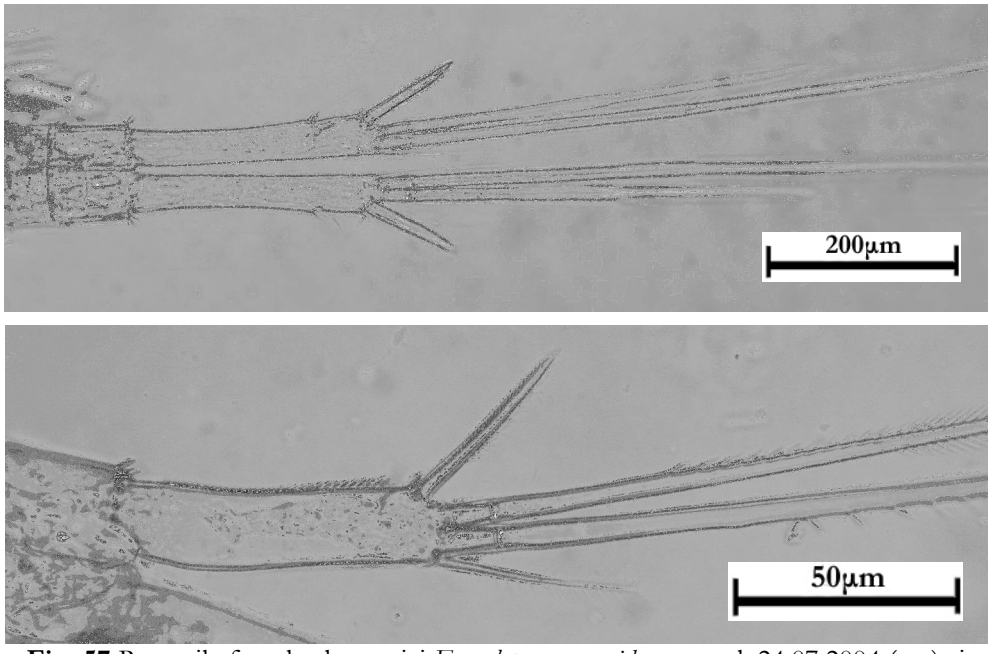


Fig. 57 Ramurile furcale ale speciei *Eucyclops macruroides*, mascul, 24.07.2004 (sus) şi *Eucyclops serrulatus*, femelă, 30.08.2004 (jos)

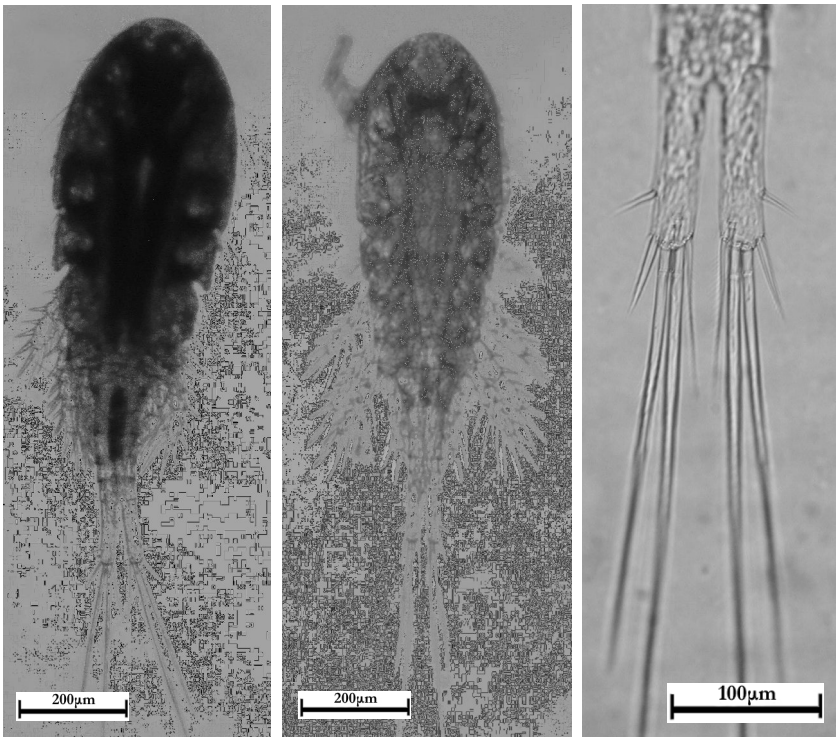


Fig. 58 *Acanthocyclops* cf. *vernalis* din iazul Ţaga Mare: femelă neovigeră, 14.05.2004 (stînga); mascul, 14.05.2004 (mijloc); detaliu – ramuri furcale (dreapta)

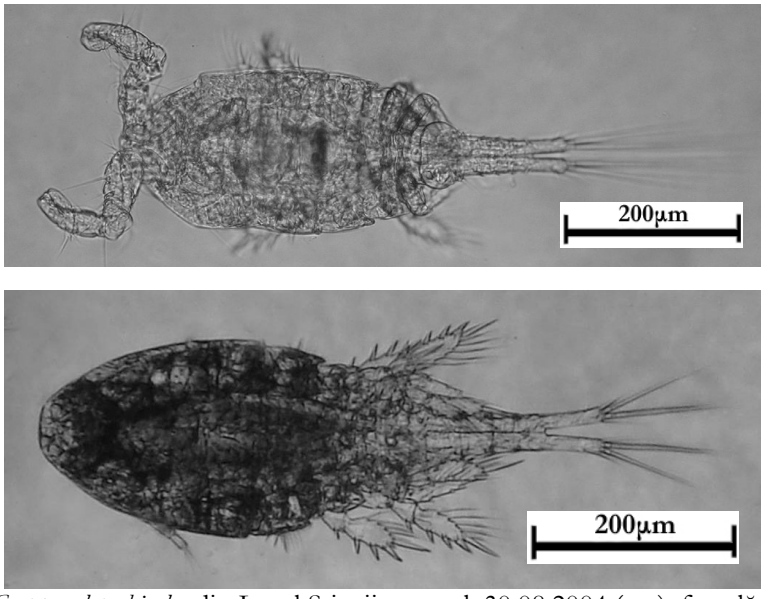


Fig. 59 *Cryptocyclops bicolor* din Lacul Ştiucii: mascul, 30.08.2004 (sus); femelă neovigeră, 30.08.2004 (jos)

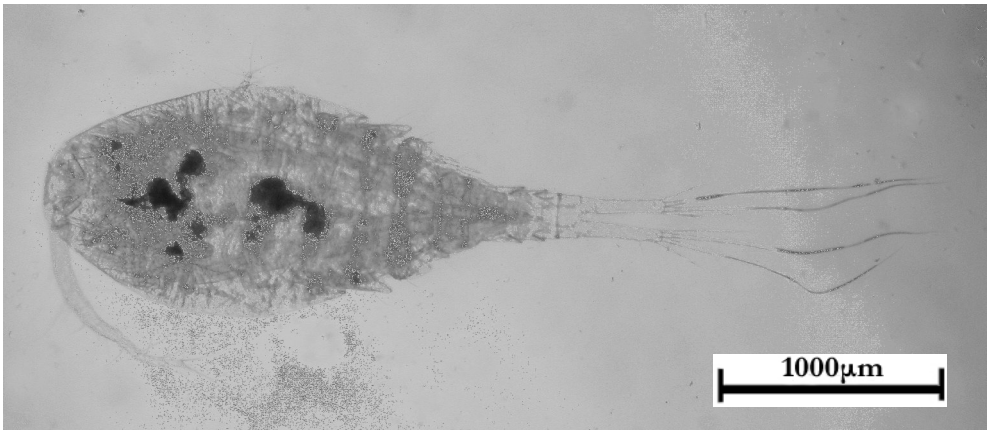


Fig. 60 *Megacyclops viridis* din Lacul Ştiucii: femelă neovigeră, 13.11.2003

Fig. 61 Cîţiva reprezentanţi ai rotiferelor din lacurile studiate: stînga sus – *Asplanchna* sp., 28.01.2005 (Lacul Ştiucii); mijloc sus – *Keratella* sp. (iazul Ţaga Mare), 21.11.2003; dreapta sus – *Brachionus* sp. (Lacul Ştiucii), 23.10.2004; stînga jos – *Polyarthra* sp. (Lacul Ştiucii), 30.03.2005; mijloc jos – *Filinia* sp. (iazul Ţaga Mare), 30.08.2004; dreapta jos – *Lecane* sp. (Lacul Ştiucii), 30.08.2004 (dimensiunile rotiferelor au fost de ordinul a zecilor şi sutelor de µm)

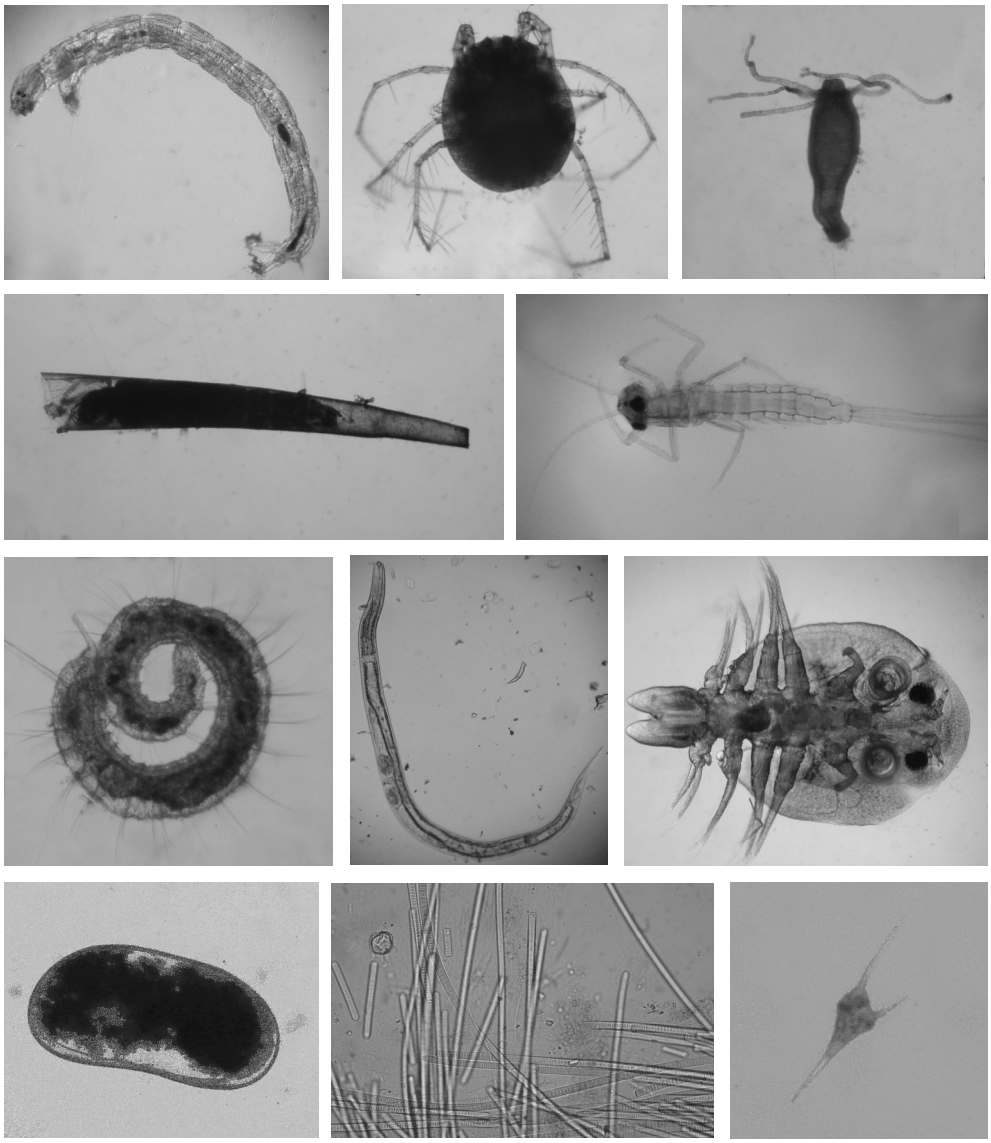


Fig. 62 Alte organisme prezente în probele de zooplancton: **primul rînd**: stînga – larvă de chironomid, iazul Ţaga Mare, 14.05.2004, mijloc – acarian acvatic, Lacul Ştiucii, 28.03.2004, dreapta – hidră, Lacul Ştiucii, 14.10.2003; **al doilea rînd**: stînga – larvă de trihopter în "căsuţă", iazul Ţaga Mare, 14.05.2004, dreapta – larvă de efemeropter, Lacul Ştiucii, 17.12.2004; **al treilea rînd**: stînga – oligochet, Lacul Ştiucii, 23.04.2005, mijloc – nematod, iazul Ţaga Mare, 21.11.2003, dreapta - branchiur; Lacul Ştiucii, 14.10.2003; **al patrulea rînd**: stînga – ostracod, iazul Ţaga Mare, 28.01.2004, mijloc – *Oscillatoria* sp., Lacul Ştiucii, 23.10.2004, dreapta – *Ceratium hirundinella*, iazul Ţaga Mare, 30.08.2004

În ceea ce priveşte compoziţia calitativă din cele două lacuri semnalată pînă la momentul realizării studiului de faţă (2003-2005), Lacul Ştiucii nu a fost regăsit ca locaţie nici în lucrările lui Daday consultate, dar nici în conspectul faunistic şi corologic al cladocerelor realizat de Negrea (1962). Primele informaţii despre comunitatea de cladocere şi copepode ciclopide din Lacul Ştiucii au fost incluse în două lucrări de disertaţie susţinute la Universitatea "Babeş-Bolyai", Cluj-Napoca (Echim, 2000; Mara, 2000). Au fost identificate şase specii de cladocere şi trei de copepode ciclopide în perioada noiembrie 1998 - octombrie 1999 (tabel 8). O trecere în revistă a principalelor specii de cladocere şi copepode ciclopide este realizată în Gudasz (2004), unde comunitatea de crustacee zooplanctonice este privită din punct de vedere al relaţiei funcţionale cu fitoplanctonul, subiectul propriu-zis al lucrării. Aceste studii au fost realizate între ianuarie 2001 şi decembrie 2002, iar speciile semnalate sunt prezentate în tabelul 8. În prezentul studiu nu au fost regăsite speciile *Daphnia galeata galeata* şi *Tropocyclops prasinus prasinus*, dar au fost identificate în plus patru specii de cladocere (*Simocephalus vetulus, Graptoleberis testudinaria, Pleuroxus aduncus* şi *Pleuroxus laevis*) şi şase de copepode ciclopide (*Eucyclops macruroides, E. serrulatus, Macrocyclops albidus, M. distinctus, Cryptocyclops bicolor* şi *Megacyclops viridis*).

Tabel 8 Lista speciilor de cladocere şi copepode ciclopide citate în Lacul Ştiucii înainte de studiul de faţă

Nr. crt.	Taxon	Citarea bibliografică
1	*Daphnia cucullata*	Gudasz, 2004
2	*Daphnia galeata galeata*	Mara, 2000
3	*Bosmina longirostris*	Mara, 2000; Gudasz, 2004
4	*Ceriodaphnia pulchella*	Mara, 2000; Gudasz, 2004
5	*Alona rectangula*	Mara, 2000
6	*Chydorus sphaericus*	Mara, 2000
7	*Scapholeberis mucronata*	Mara, 2000
8	*Cyclops vicinus vicinus*	Echim, 2000; Gudasz, 2004
9	*Mesocyclops leuckarti*	Echim, 2000
10	*Thermocyclops crassus*	Echim, 2000
11	*Tropocyclops prasinus prasinus*	Gudasz, 2004

Luînd în considerare lista speciilor prezente în iazul piscicol Ţaga Mare, primele informaţii datează de la sfîrşitul secolului XIX, cînd Daday publică o serie de lucrări despre fauna de crustacee din acest bazin acvatic (1884, 1892, 1897). Sintetizînd datele ce au putut fi consultate, sunt semnalate 27 de specii de cladocere şi 10 specii de copepode (8 ciclopide, 1 harpacticoid şi 1 calanoid) descrise de Daday pentru Ţaga Mare (*"Czegei tó"*). Aceste date au fost revizuite de Negrea (1966) pentru cladocere şi de Pleşa (1957) pentru ciclopide (tabelul 9). Următoarele informaţii privitoare la zooplanctonul iazului Ţaga Mare datează din 1984, graţie rezultatelor unui proiect realizat de Staţiunea de Cercetare şi Producţie Piscicolă Podu Iloaiei (Laboratorul de Acvacultură şi Ecologie Acvatică, Piatra-Neamţ) cu titlul: "Cercetări privind optimizarea productivităţii naturale a unor iazuri ale Intreprinderii Piscicole Cluj-Napoca şi stabilirea stării de întreţinere şi sănătate a materialului piscicol din aceste bazine", beneficiarul fiind Intreprinderea Piscicolă Cluj-Napoca.

În studiul amintit sunt citate 4 specii de cladocere (*Bosmina longirostris, Chydorus sphaericus, Daphnia galeata* şi *Moina brachiata*), una de copepode ciclopide (*Acanthocyclops vernalis*), alături de o specie de copepode calanoide (*Calanipeda aquae-dulcis*), prelevate din lunile aprilie, mai şi august. Toate speciile de cladocere şi copepode ciclopide citate s-au regăsit în probele noastre prelevate în studiul de faţă (2003-2004). Analizînd aceste date anterioare, putem concluziona că speciile de cladocere: *Diaphanosoma orghidani, Ceriodaphnia pulchella, Leydigia acanthocercoides* şi *Ilyocryptus sordidus*, alături de speciile de ciclopide: *Cyclops vicinus* şi *Thermocyclops oithonoides* sunt la prima citare pentru iazul Ţaga Mare.

În ceea ce priveşte **gradul de similaritate** între comunităţile de microcrustacee planctonice studiate, acesta s-a evaluat din punct de vedere calitativ, considerînd doar prezenţa/absenţa speciilor în probe.

Tabel 9 Lista speciilor de cladocere şi copepode ciclopide publicată de Daday (1897) şi revizuită de Negrea (1966) pentru cladocere şi Pleşa (1957) pentru ciclopide

	CLADOCERE	
Daday, 1897		**Revizuire (Negrea, 1966)**
1	*Chydorus shpaericus* M.O.F.	*Chydorus shpaericus* O.F. M., 1776
2	*Chydorus globosus* Br.	-
3	*Pleuroxus hastatus* Schödl.	*Pleuroxus laevis* G.O.S.
4	*Pleuroxus trigonellus* M.O.F.	-
5	*Pleuroxus excisus* Lillj.	*Alonella excisa* Fischer
6	*Pleuroxus aduncus* Schödl.	*Pleuroxus aduncus* Jurine
7	*Alona guttata* Sars	-
8	*Alona lineata* Sars.	*Alona rectangula* G.O.S.
9	*Alona affinis* Leyd.	neanalizată (lipsă din colecţie)
10	*Alona acanthocercoides* Fisch.	-
11	*Alona quadrangularis* M.O.F.	neanalizată (lipsă din colecţie)
12	*Alona testudinaria* Fisch.	*Graptoleberis testudinaria* Fischer
13	*Alona rostrata* Koch	neanalizată (lipsă din colecţie)
14	*Acroperus leucocephalus* Koch	*Acroperus harpae* var. *angustatus* G.O.S.
15	*Camptocercus lilljeborgii* Schöd.	neanalizată (lipsă din colecţie)
16	*Macrothrix laticornis* M.O.F.	nume colectiv pentru *Macrothrix laticornis* Jurine şi *M. rosea* Jurine
17	*Bosmina cornuta* M.O.F.	*Bosmina longisrostris* var. *cornuta* Jurine
18	*Bosmina longirostris* Leyd.	nu există în lista lui Negrea
19	*Moina brachiata* M.O.F.	nume colectiv pentru *Moina rectirostris* Leydig şi *M. macrocopa* Straus
20	*Scapholeberis mucronata* D.G.	nume colectiv pentru *S.m.* var. *cornuta* Schoedler, *S.m.* var. *fronte laevi* P.E.M. şi *S. kingi* G.O.S.
21	*Simocephalus vetulus* M.O.F.	*Simocephalus* var. *spinosulus* Stingelin
22	*Ceriodaphnia rotunda* Sars	*Ceriodaphnia laticaudata* P.E.M.
23	*Ceriodaphnia quadrangula* Sars.	nume colectiv pentru *C. reticulata* Jurine şi *C. megops* G.O.S.
24	*Daphnia longispina* Leyd.	neanalizată (lipsă din colecţie)
25	*Daphnia hyalina* Leyd.	-
26	*Daphnella brachyura* Lièv.	*Diaphanosoma brachyurum* Liévin
27	*Sida crystallina* M.O.F.	neanalizată (lipsă din colecţie)
	COPEPODE CICLOPIDE	
Daday, 1897		**Revizuire (Pleşa, 1957)**
1	*Cyclops strenuus* Fisch.	*Cyclops strenuus* Fischer
2	*Cyclops leuckarti* Claus	*Mesocyclops leuckarti* (Claus)
3	*Cyclops tenuicornis* Claus	*Macrocyclops albidus* (Jurine)
4	*Cyclops viridis* Jurine	*Megacyclops viridis* (Jurine)
5	*Cyclops serrulatus* Fisch.	-
6	*Cyclops diaphanus* Sars.	Nomen nudum
7	*Cyclops phaleratus* Koch	*Ectocyclops phaleratus* (Koch)
8	*Cyclops agilis* C.K.	-

Comparînd cele patru staţii din care s-au colectat probe, trei pe Lacul Ştiucii (**S1**, **S2**, **S3**) şi una pe iazul Ţaga Mare (**T1**) se observă, aşa cum era de aşteptat, deosebirea dintre cele două bazine acvatice studiate (fig. 63).

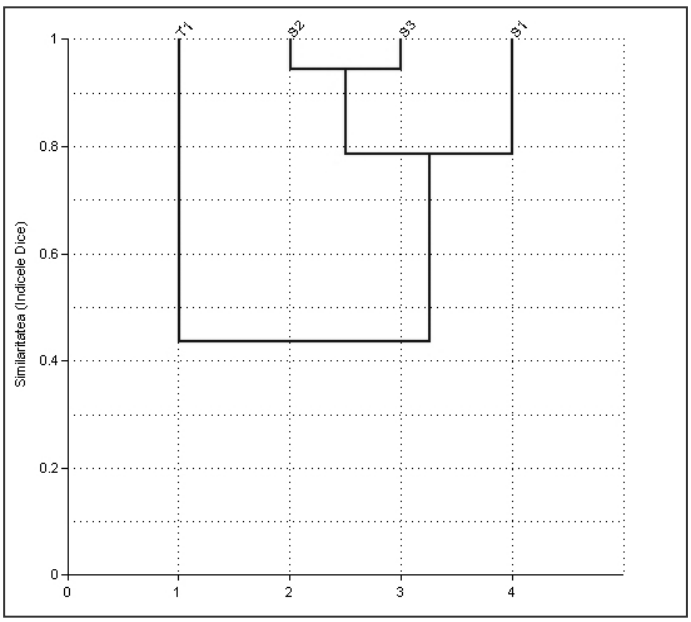


Fig. 63 Similaritatea dintre comunităţile de microcrustacee planctonice de la staţiile de prelevare din Lacul Ştiucii (**S1**, **S2** şi **S3**) şi din iazul Ţaga Mare (**T1**) conform Indicelui Dice, bazată pe date de prezenţă / absenţă a speciilor

Cele mai asemănătoare staţii din punct de vedere al compoziţie specifice au fost **S2** şi **S3** (mai mult de 90%, fig. 63) datorită numărului mare de taxoni sporadici prezenţi în ambele staţii: cladocerul *Graptoleberis testudinaria* şi copepodele *Cryptocyclops bicolor, Eucyclops macruroides, Macrocyclops albidus, M. distinctus, Megacyclops viridis*. Asemănarea dintre bazinele acvatice studiate din punct de vedere al speciilor prezente este sub 50% (fig. 63).

Comparînd asemănările dintre comunităţile de microcrustacee caracteristice lunilor de prelevare din Lacul Ştiucii pentru cele trei staţii luate împreună, din dendrograma realizată pe baza indicelui Dice (fig. 64) se disting două grupuri: pe de o parte unul de "perioadă rece", ce adună lunile reci: noiembrie (2003, 2004), decembrie 2004, ianuarie (2004, 2005), februarie 2005 şi martie (2003, 2004); iar pe de altă parte un grup de "luni calde": aprilie 2005,

mai (2004, 2005), iunie (2003, 2004), iulie (2003, 2004), august (2003, 2004), septembrie (2003, 2004) şi octombrie (2003, 2004). Cele două grupuri sunt similare doar în proporţie de 85% (fig. 64) datorită existenţei speciilor ce preferă temperaturi ridicate (aşa-numitele specii estivale), ce nu pot supravieţui în lunile reci. Grupul "lunilor calde" este mai compact, comunităţile asemănîndu-se într-o proporţie mai mare de 90% unele cu altele datorită numărului ridicat de taxoni "estivali": din cele 19 specii identificate în Lacul Ştiucii mai mult de jumătate apar cu precădere în lunile cu temperaturi ridicate.

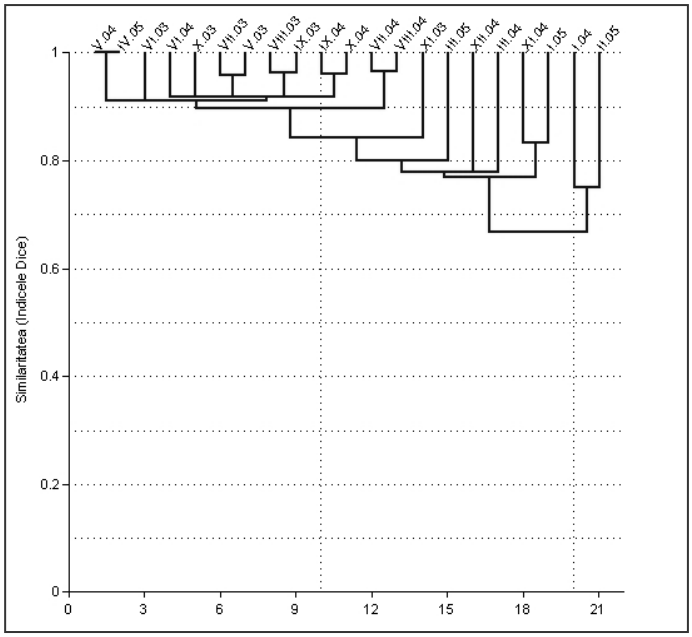


Fig. 64 Similaritatea dintre comunităţile de microcrustacee planctonice identificate în lunile de prelevare în Lacul Ştiucii (la cele trei staţii luate împreună) conform Indicelui Dice, bazată pe date de prezenţă / absenţă a speciilor de cladocere şi copepode

6. DINAMICA DENSITĂŢII ŞI BIOMASEI MICROCRUSTACEELOR PLANCTONICE

Densitatea numerică (numărul de indivizi raportat la unitatea de volum) reprezintă un parametru esenţial în caracterizarea din punct de vedere cantitativ a comunităţilor biotice din bazinele acvatice. Calcularea numărului de indivizi din fiecare specie este primul pas în elucidarea modului de funcţionare a ecosistemului lacustru, aceste date fiind completate de estimările de biomasă ce reflectă importanţa taxonilor în lanţurile trofice. Pentru cele două bazine considerate, Lacul Ştiucii şi iazul piscicol Ţaga Mare, s-a calculat atît densitatea microcrustaceelor cît şi cea a rotiferelor cu dimensiuni mai mari de 50/55 μm, adică cele reţinute de fileul zooplanctonic de prelevare a probelor. Deşi grupul rotiferelor nu reprezintă tema lucrării de faţă, acestea au fost totuşi considerate din punct de vedere al densităţii din cauza abundenţelor mari înregistrate la unele date de prelevare. De exemplu, în iunie 2003 ele au reprezentat aproximativ 80% din totalul comunităţii zooplanctonice, atît la staţia **S1** cît şi la staţia **S2** (fig. 65 şi 66).

Abundenţa procentuală a grupelor majore de zooplancton prezente în Lacul Ştiucii oglindeşte o dinamică evidentă în cursul celor doi ani de prelevări (fig. 65 – 67). Termenul de „grupe majore de zooplancton" se referă în primul rînd la distincţia dintre cladocere, copepode ciclopide şi rotifere, însă în cadrul celui de-al doilea grup s-a făcut deosebirea şi între procentul indivizilor adulţi şi procentul naupliilor şi al copepoditilor identificaţi în probe. Principalele grupe zooplanctonice se caracterizează printr-o neuniformitate a dezvoltării lor în timp, atît din punct de vedere cantitativ cît şi calitativ. În ceea ce priveşte variaţiile cantitative ale întregii comunităţi de zooplancton, literatura

de specialitate abundă de exemple care arată că valorile maxime ale densităţii numerice zooplanctonice sunt atinse vara, în timp ce iarna se înregistrează valori minime. Această situaţie este valabilă în cazul Lacului Ştiucii, unde am găsit diferenţe semnificative statistic (Mann-Whitney $U=0$; $n_1=6$; $n_2=4$; $p=0,014$; $p<0,05$) între densitatea comunităţii de zooplancton de vară comparativ cu cea de iarnă (inclusiv rotiferele).

Variaţiile cantitative sezoniere descrise în literatura de specialitate relevă existenţa într-un an calendaristic a două maxime de dezvoltare numerică (Pricope, 1999). Primul este înregistrat la sfirşitul primăverii, odată cu ridicarea valorilor temperaturii apei şi creşterea perioadei şi intensităţii luminoase, ce cauzează o dezvoltare explozivă a fitoplanctonului, resursa de hrană a zooplanctonului erbivor. Al doilea punct de maxim în evoluţia cantitativă anuală este descris la începutul toamnei, fiind legat tot de dezvoltarea fitoplanctonului (Pricope, 1999). Aceste două maxime de dezvoltare pot fi puse în evidenţă şi în Lacul Ştiucii. Astfel, la staţia **S1**, valorile maximale ale întregii comunităţi zooplanctonice au fost înregistrate în luna mai 2004 (peste 1000 ind./L), urmate de un al doilea vîrf de dezvoltare în octombrie 2004 (peste 950 ind./L). Aceste puncte de maximă dezvoltare s-au menţinut şi la staţia **S2**, primul fiind atins în lunile mai/iunie 2004 (cu aproximativ 1000 ind./L) iar al doilea în octombrie 2004 (cu peste 400 ind./L). O situaţie diferită a fost prezentă la staţia **S3**, în care dezvoltarea maximă a comunităţii de zooplancton s-a realizat în luna ianuarie 2005 (aproximativ 900 ind./L), în această dată stadiile de naupliu şi copepodiţii înregistrînd un procent mai mare de 65% din întreaga comunitate zooplanctonică. O posibilă explicaţie a acestui aspect ieşit din comun este faptul că luna anterioară (decembrie 2004) adulţii speciei de copepode ciclopide ce supravieţuieşte în acest sezon neprielnic, *Cyclops vicinus*, a înregistrat densitatea maximă din toate datele de prelevare şi de la toate staţiile, indivizii pre-adulţi reprezentînd astfel noua generaţie. Al doilea maxim de

dezvoltare la staţia **S3** confirmă situaţia descrisă la celelalte staţii, înregistrîndu-se în luna mai 2004 (cu aproximativ 500 ind./L). Pentru iazul piscicol Ţaga Mare, maximele de dezvoltare ale comunităţii de zooplancton sunt puţin decalate. Astfel, cele mai mari densităţi au fost înregistrate în lunile iunie/iulie (cu peste 1000 ind./L), al doilea maxim de dezvoltare fiind în ianuarie 2004 (cu peste 900 ind./L), explicaţia putînd coincide cu cea prezentată anterior deoarece şi în acest caz stadiile de naupliu şi copepodiţii au reprezentat mai mult de 60% din totalitatea comunităţii zooplanctonice.

Dinamica sezonieră calitativă a comunităţii zooplanctonice se referă la modificarea proporţiilor grupelor mari în cursul unui an calendaristic. Figurile 65, 66 şi 67 prezintă evoluţia principalelor grupuri zooplanctonice în cele 21 de date de prelevare din Lacul Ştiucii, iar figura 68 în cele 9 date de prelevare din iazul Ţaga Mare. Aplicînd testul Kruskal-Wallis (H) pentru a compara procentele realizate de grupele principale de zooplancton pe datele de prelevare la cele trei staţii considerate în Lacul Ştiucii, nu s-a observat nici o diferenţă semnificativă (la toate testele aplicate pe datele de prelevare $p>0,05$). Acest lucru indică faptul că proporţiile cladocerelor, copepodelor ciclopide şi a rotiferelor sunt similare în cele trei staţii **S1**, **S2** şi **S3**.

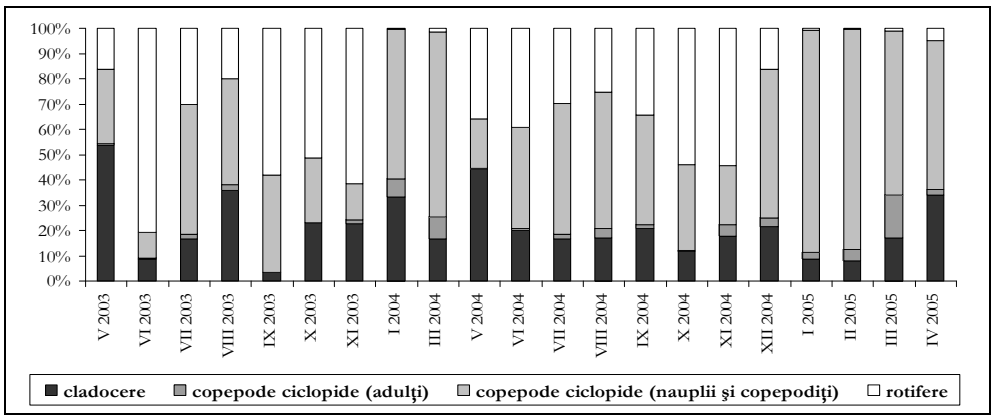


Fig. 65 Abundenţa procentuală a principalelor grupe de zooplancton din Lacul Ştiucii în perioada investigată la staţia **S1**

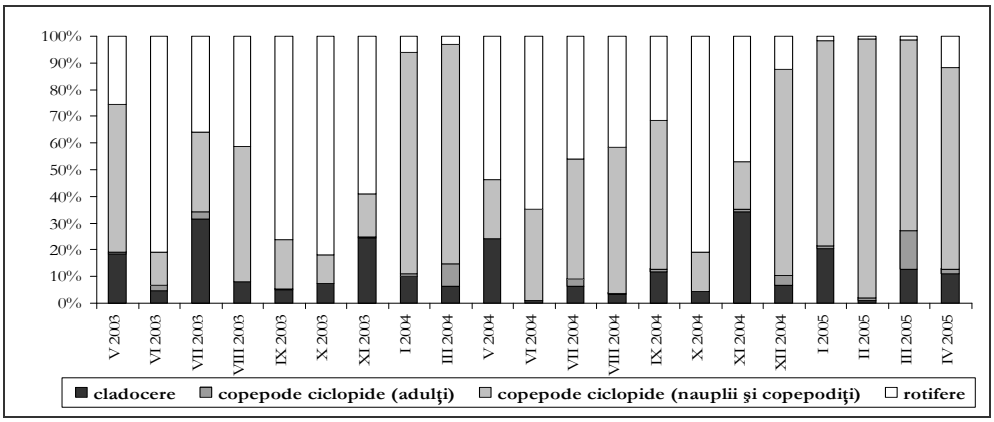


Fig. 66 Abundenţa procentuală a principalelor grupe de zooplancton din Lacul Ştiucii în perioada investigată la staţia **S2**

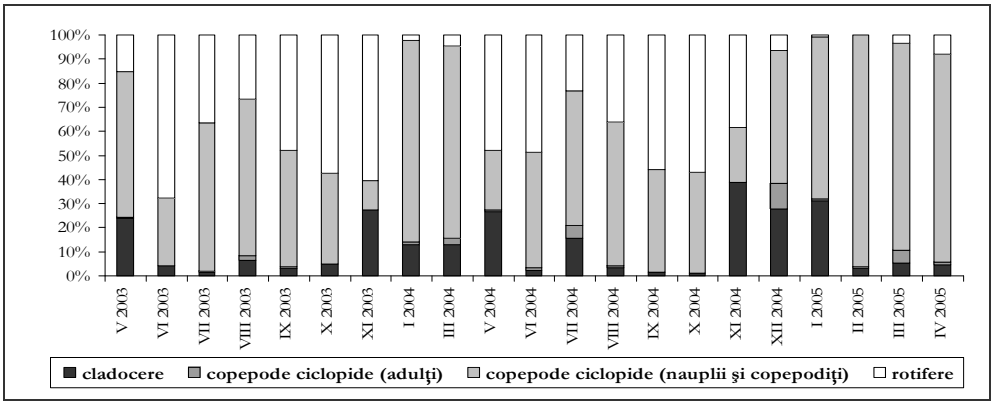


Fig. 67 Abundenţa procentuală a principalelor grupe de zooplancton din Lacul Ştiucii în perioada investigată la staţia **S3**

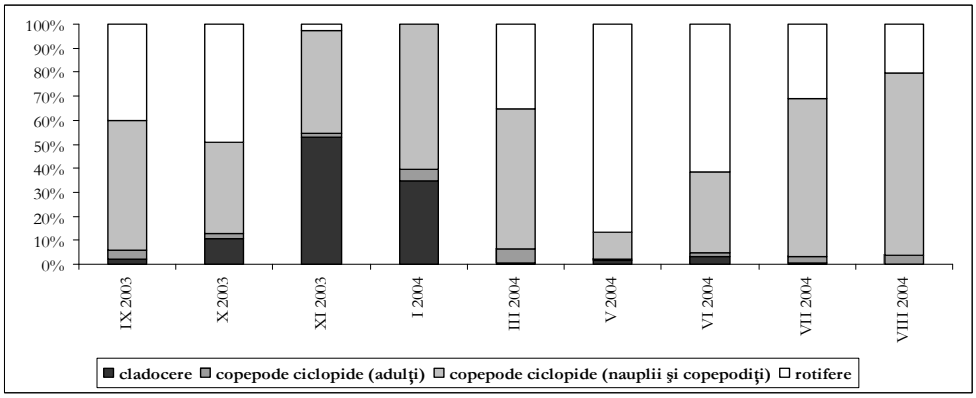


Fig. 68 Abundenţa procentuală a principalelor grupe de zooplancton din iazul piscicol Ţaga Mare în perioada investigată

Deşi rotiferele reprezintă un grup heterogen, pentru care schimbările sezoniere sunt complexe şi greu de categorisit, o tendinţă generală a dinamicii sezoniere presupune un maxim de dezvoltare iarna/primăvara (realizat de formele stenoterme reci) şi un maxim la sfîrşitul verii (realizat de "formele estivale") (Wetzel, 2001). În evoluţia proporţiilor acestui grup zooplanctonic din Lacul Ştiucii se observă o abatere de la cazul general prezentat în literatura de specialitate: la toate staţiile dezvoltarea maximă a rotiferelor a fost în luna iunie 2003 (la **S1** au înregistrat 80%, la **S2** 82% iar la **S3** 68% la această dată de prelevare). Al doilea maxim de dezvoltare confirmă dinamica generală descrisă pentru acest grup, rotiferele din Lacul Ştiucii fiind dominante în lunile de toamnă (lunile IX, X şi XI în ambii ani de studiu: la **S1** 62% în noiembrie 2003, la **S2** peste 80% în octombrie 2003 şi 2004 iar la **S3** 60% în noiembrie 2003) (fig. 65, 66 şi 67). Pentru iazul Ţaga Mare, dezvoltarea maximă a rotiferelor s-a înregistrat în mai 2004, cînd au depăşit 85% din comunitatea zooplanctonică, acest vîrf fiind urmat de luna iunie 2004 şi octombrie 2003 (cu 60 şi respectiv 50%) (fig. 68). Preponderenţa rotiferelor în iunie 2003 în ambele bazine acvatice este cu siguranţă legată de densităţile mici realizate de cladocere în această lună, rotiferele profitînd de lipsa competitorilor pentru aceleaşi resurse de hrană (ambele grupuri sunt filtratoare). Iarna procentul acestui grup zooplanctonic scade drastic la toate staţiile de prelevare, probabil datorită presiunii de prădare din partea copepodelor ciclopide.

În ceea ce priveşte comunitatea de cladocere, Wetzel (2001) face distincţia între speciile perene, ce trec iarna sub formă de adulţi (femele partenogenetice) cu densităţi scăzute şi speciile "estivale", care sunt absente total în anotimpul hibernal însă realizează dezvoltarea numerică maximă primăvara şi vara, cînd temperaturile sunt relativ ridicate. Speciile perene pot înregistra unul, două sau mai multe puncte de dezvoltare maximă neregulate (unele pot avea densităţi maximale doar în straturile de suprafaţă în perioadele

mai reci primăvara, altele în straturile de hipo- şi metalimnion mai reci din vară). Deşi la speciile "estivale" comun este un singur vîrf de dezvoltare (primăvara-vara), multe exemple din literatură vorbesc de existenţa unui al doilea maxim ce poate fi întîlnit toamna (Wetzel, 2001).

În Lacul Ştiucii, proporţiile înregistrate de cladocere în datele de prelevare de la staţia de maximă adîncime (**S1**) sunt semnificativ diferite de cea de la staţia **S2** (Kruskal-Wallis H=8,98; $n_1=n_2=21$; p= 0,0096; p<0,05), dar şi de cea de la staţia **S3** (Kruskal-Wallis H=8,98; $n_1=n_2=21$; p= 0,0119; p<0,05). Această diferenţă rezidă din amplitudinea de variaţie a proporţiilor acestui grup la cele trei staţii: în staţia **S1** cladocerele au variat de la 5% la peste 50%, cu o medie de 21%, pe cînd la celelalte două staţii nu au depăşit 40% la nici o dată de prelevare, media fiind de 12% şi la **S2** şi la **S3**. Principala cauză ar trebui căutată în caracteristicile celor trei staţii: **S1** prezintă 7 orizonturi de adîncime (de la suprafaţă la peste 6m), favorizînd proliferarea speciilor de cladocere, inclusiv a celor ce preferă apa liberă, pe cînd **S2** şi **S3** au adîncimea maximă în jurul a 2 m, în staţia **S3** fiind prezentă o bogată vegetaţie submersă.

Dinamica acestui grup în Lacul Ştiucii se încadrează în trăsăturile descrise în literatura de specialitate, cele mai mari procente fiind înregistrate la toate cele trei staţiile în luna mai 2003/2004, dar şi în alte luni de vară (de exemplu august 2003, **S1**, cu 35% sau iunie 2003, **S2**, cu 32%). Vîrfurile de dezvoltare din lunile noiembrie, decembrie şi ianuarie pot fi puse pe seama speciilor perene care trec anotimpul neprielnic sub formă de femele partenogenetice şi nu de ouă de rezistenţă (*Bosmina longirostris* sau *Daphnia cucullata*) (fig. 65, 66 şi 67). În Ţaga Mare, cele mai mari procente atinse de comunitatea de cladocere s-au înregistrat în lunile reci, noiembrie 2003 şi ianuarie 2004, datorîndu-se cu siguranţă tot speciilor perene din acest bazin acvatic (fig. 68).

Este greu de trasat un reper general al dinamicii sezoniere pentru copepodele ciclopide ca grup. Ciclul lor de viaţă, ce presupune perioade

succesive de creştere şi diapauză, este extrem de diferit de la o specie la alta şi chiar de la un bazin acvatic la altul (Wetzel, 2001). Într-adevăr, copepodele au fost prezente în procentaje crescute în toate datele de prelevare în Lacul Ştiucii, mai ales datorită naupliilor şi copepoditilor. Aceste procente au devenit dominante în lunile de iarnă şi primăvară, ajungînd chiar la peste 95% din comunitatea zooplanctonică la **S2** şi **S3** în februarie 2005 (fig. 66 şi 67). Pentru Ţaga Mare însă, procentul cel mai mare înregistrat de copepode a fost vara, în august 2004 (peste 75%) (fig. 68).

Dinamica densităţii speciilor comune din Lacul Ştiucii confirmă tiparele generale descrise în literatura de specialitate pentru grupele studiate. Avînd în vedere faptul că în comunitatea de microcrustacee zooplanctonice din lacuri există cîteva specii ce realizează densităţi ridicate şi sunt prezente cu frecvenţă crescută de-a lungul unui an calendaristic, în funcţie de particularităţile ciclului lor de viaţă, putem face distincţia între specii comune, abundente şi specii sporadice. Pentru definirea speciilor comune de cladocere şi copepode ciclopide din Lacul Ştiucii au fost stabilite cîteva norme bazate pe argumente cantitative. Astfel, au fost considerate cinci specii comune (trei de cladocere: *Bosmina longirostris, Ceriodaphnia pulchella, Daphnia cucullata* şi două de copepode: *Cyclops vicinus, Thermocyclops crassus*) pe baza următoarelor criterii:

- ✓ speciile au fost prezente la toate cele trei staţiile de colectare (**S1**, **S2, S3**);
- ✓ speciile au fost prezente la cel puţin jumătate din datele de prelevare;
- ✓ speciile au înregistrat pentru toate lunile şi adîncimile o valoare medie a densităţii mai mare de 1 individ/L.

Specia *Bosmina longirostris* a fost găsită la toate staţiile de prelevare din Lacul Ştiucii, la toate orizonturile de adîncime, fiind prezentă atît prin femele partenogenetice (ovigere sau neovigere) dar şi prin masculi şi femele gamogenetice. Fiind o specie euritermă perenă, *Bosmina longirostris* a fost identificată în toate datele de prelevare, înregistrînd densităţi crescute ce au

depăşit în mod excepţional chiar valori de 500 ind./L (în luna mai 2004, **S1**, 2 m adîncime). Figura 69 prezintă variaţia densităţii acestei specii la cele trei staţii de prelevare din Lacul Ştiucii, valorile luate în calcul fiind mediile pe orizonturile de adîncime aferente fiecărei staţii. Deşi au o variaţie similară clară, valorile medii de densitate înregistrate la cele trei staţii diferă semnificativ statistic: cele de la staţia **S1** se deosebesc de cele de la **S2** (Kruskal-Wallis H=12,25; n=21; p= 0,0035) dar şi de la **S3** (Kruskal-Wallis H=12,25; n=21; p= 0,00197). Acest lucru poate fi explicat în primul rînd de valorile numerice superioare înregistrate de această specie la staţia **S1**.

Se pot observa la staţia **S1** două maxime de dezvoltare ale acestei specii într-un an calendaristic: unul primăvara (lunile mai 2003, mai 2004 şi aprilie 2005) şi unul toamna (lunile octombrie 2003 şi 2004), ce urmează cu siguranţă variaţiile comunităţii de alge planctonice ce le serveşte drept hrană. Interesant este că în staţiile **S2** şi **S3** există maximele de primăvară (mai 2003 şi 2004), însă cele de toamnă sunt decalate: specia înregistrează densităţi maxime în lunile reci (noiembrie 2003 şi 2004, ianuarie 2005), reuşind să cîştige pe anotimpul de iarnă competiţia cu cealaltă specie perenă, *Daphnia cucullata*, care are densităţi mai mici la aceste staţii.

A doua specie perenă comună de cladocere din Lacul Ştiucii este *Daphnia cucullata*, identificată la toate lunile de prelevare, fiind prezentă atît prin femele partenogenetice, cît şi gamogenetice şi masculi. Din figura 70 ce prezintă variaţia valorilor medii lunare a densităţii acestei specii la staţiile de prelevare se observă o dinamică similară cu *Bosmina longirostris*, fiind prezente vîrfurile de dezvoltare de primăvară (mai 2003, 2004 la toate staţiile) şi de toamnă (octombrie 2003, septembrie 2004). Totuşi, *D. cucullata* realizează densităţi crescute şi vara (iulie-august 2003, 2004) şi este prezentă şi iarna sub pod de gheaţă, chiar dacă în număr mai mic decît *B. longirostris*. Ca şi în cazul acestei specii, variaţia densităţilor pentru *D. cucullata* diferă semnificativ la staţia **S1**

comparativ cu **S2** şi **S3** (Kruskal-Wallis H = 30,18; n=21; p= 0,00002969 şi respectiv p= 0,00000106).

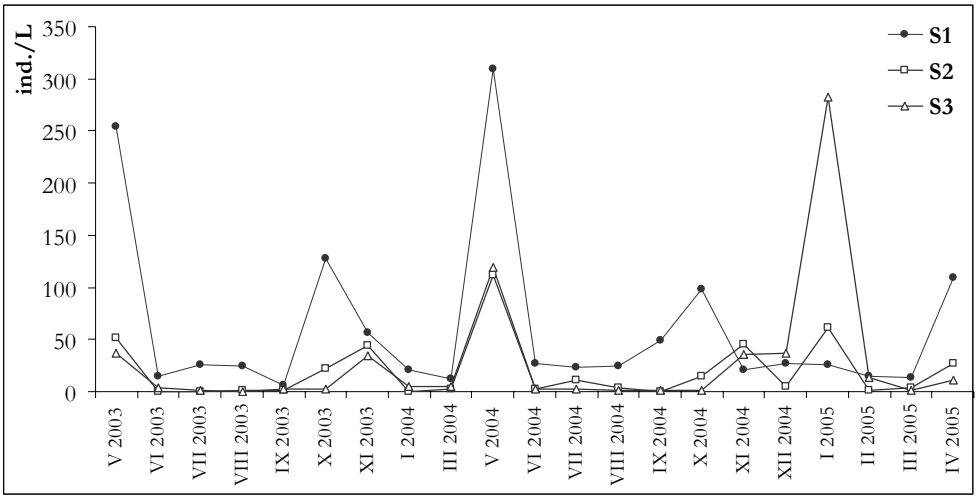


Fig. 69 Dinamica densităţilor medii pentru specia comună de cladocer *Bosmina longirostris* în Lacul Ştiucii la cele 21 de date de prelevare

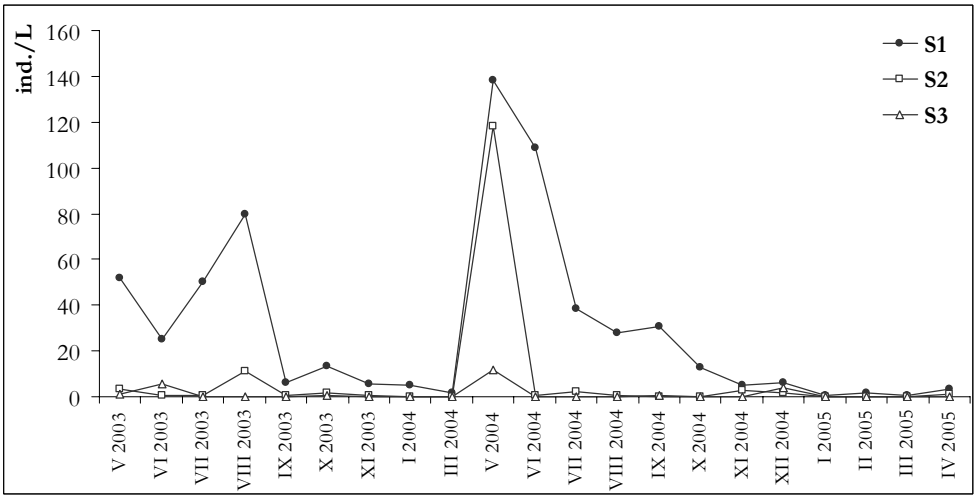


Fig. 70 Dinamica densităţilor medii pentru specia comună de cladocer *Daphnia cucullata* în Lacul Ştiucii la cele 21 de date de prelevare

A treia specie comună din Lacul Ştiucii, cladocerul *Ceriodaphnia pulchella*, este o specie "estivală", care nu este întîlnită în anotimpul rece (fig. 71).

Valorile medii ale densităţii nu diferă semnificativ statistic între cele trei staţii de colectare a probelor, fiind mai mici decît ale speciilor descrise mai sus şi apropiate de la o staţie la alta. Dezvoltarea maximă se înregistrează vara (august 2003, 2004 la **S1**), specia atingînd valori crescute ale densităţii şi primăvara şi toamna (iunie 2003 şi septembrie 2004 la **S2**).

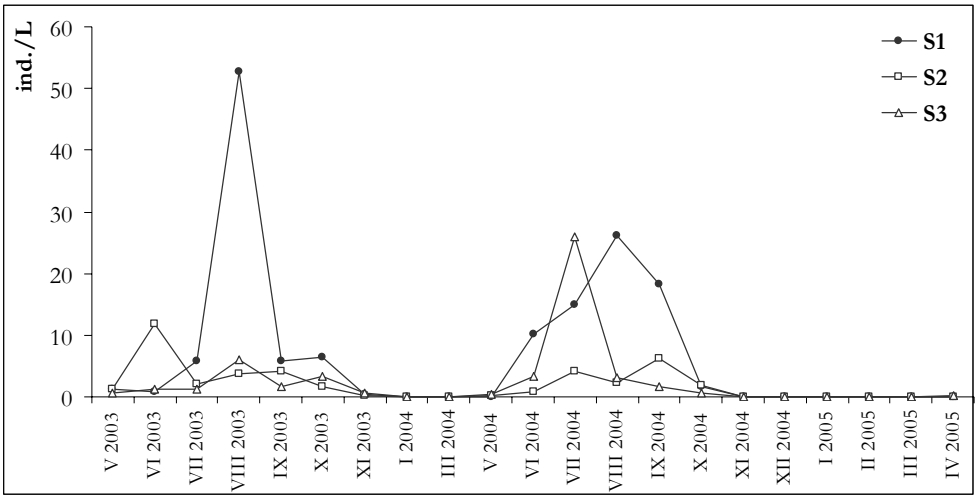


Fig. 71 Dinamica densităţilor medii pentru specia comună de cladocer *Ceriodaphnia pulchella* în Lacul Ştiucii la cele 21 de date de prelevare

În ceea ce priveşte comunitatea de copepode ciclopide, *Cyclops vicinus* este una din cele două specii dominante în Lacul Ştiucii, specie stenotermă de ape reci, identificată ca adulţi (masculi şi femele ovigere şi neovigere) de la sfîrşitul toamnei pînă primăvara, în ambii ani de prelevări (fig. 72). Această variaţie sezonieră a speciei *C. vicinus* se înscrie în tiparele generale descrise în literatura de specialitate, unde se vorbeşte de diapauza de vară caracteristică acesteia, care începe la sfîrşitul primăverii şi durează pînă la începutul toamnei (Hansen şi Santer, 2003). Nu există diferenţe statistic semnificative între valorile înregistrate la cele trei staţii de prelevare.

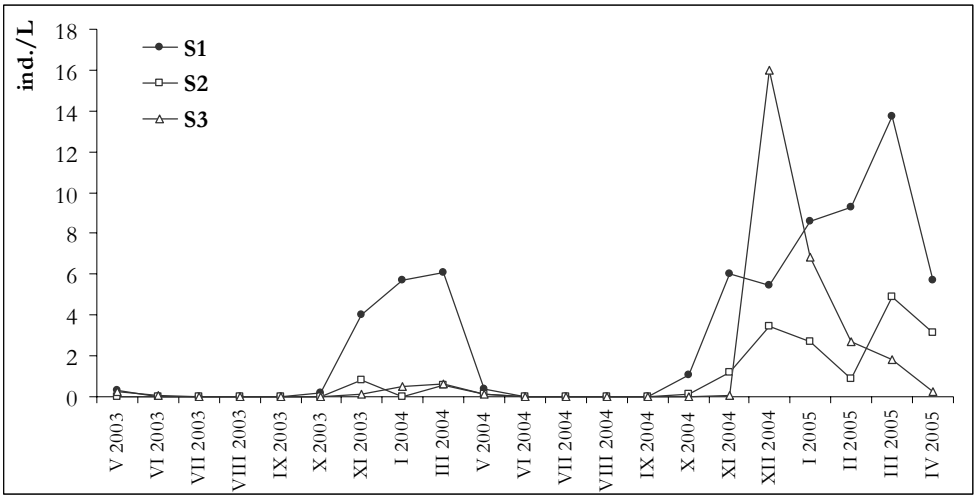


Fig. 72 Dinamica densităţii medii pentru specia comună de copepod *Cyclops vicinus* (adulţi) în Lacul Ştiucii la cele 21 de date de prelevare

O variaţie diametral opusă a înregistrat a doua specie comună de copepode din Lacul Ştiucii, *Thermocyclops crassus*, specie iubitoare de căldură, deci prezentă ca adulţi (masculi şi femele ovigere şi neovigere) doar primăvara, vara şi la începutul toamnei (fig. 73), acestă specie intrînd în diapauză în anotimpul de iarnă. Nici pentru *T. crassus* nu au existat diferenţe semnificative între densităţile medii înregistrate la cele trei staţii de prelevare a probelor.

Tabelul 10 prezintă valorile coeficientului de corelaţie de rang Spearman a densităţilor speciilor comune din Lacul Ştiucii şi a parametrilor fizico-chimici măsuraţi în acest bazin (valorile considerate pentru corelaţie au fost mediile pe adîncimi la cele 21 de date de prelevare).

Dacă luăm în considerare pentru început corelaţiile dintre parametrii fizico-chimici şi speciile comune, se poate observa că *Ceriodaphnia pulchella* şi *Daphnia cucullata* au înregistrat o corelaţie pozitivă semnificativă cu temperatura medie lunară (şi negativă cu oxigenul dizolvat), corelaţie ce este mai puternică la specia estivală (pentru *C. pulchella* coeficientul Spearman este 0,959), deoarece

temperatura este factorul determinant în reglarea ciclului de viaţă la cladocere, mai ales la cele absente din pelagial pe perioada rece (fig. 74, tabel 10).

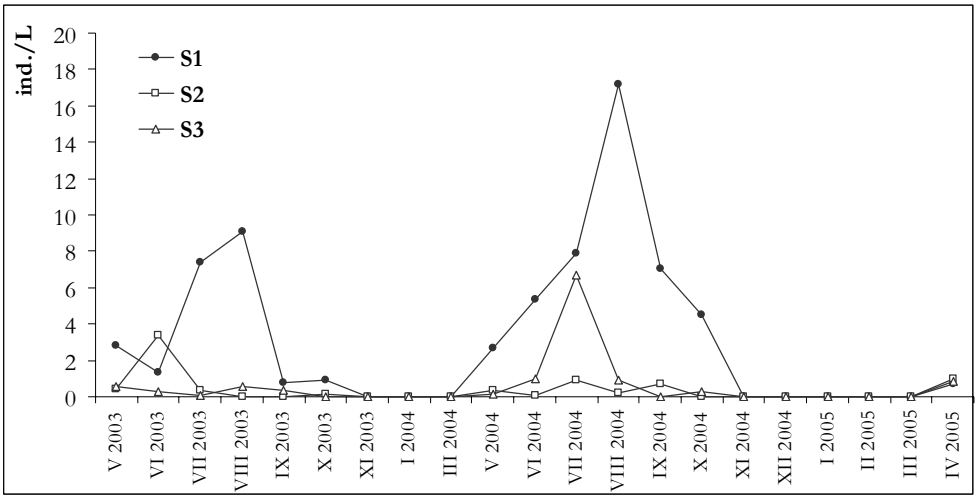


Fig. 73 Dinamica densităţii medii pentru specia comună de copepod *Thermocyclops crassus* în Lacul Ştiucii la cele 21 de date de prelevare

Tabel 10 Valorile coeficientului de corelaţie Spearman dintre densitatea speciilor comune şi parametrii fizico-chimici (valori medii pe adîncimi la cele 21 de date de prelevare în staţia **S1** din Lacul Ştiucii) (***Bl*** – *Bosmina longirostris;* ***Cp*** – *Ceriodaphnia pulchella;* ***Dc*** – *Daphnia cucullata;* ***Cv*** – *Cyclops vicinus;* ***Tc*** – *Thermocyclops crassus*; T – temperatură; O – oxigen dizolvat; C – conductivitate; S – salinitate; TN – concentraţia azotului total; TP – concentraţia fosforului total; Tr - transparenţa)
(valorile îngroşate sunt statistic semnificative, $p<0,05$)

	Bl	***Cp***	***Dc***	***Cv***	***Tc***	T	O	pH	C	S	TN	TP
Cp	0,24											
Dc	**0,47**	**0,74**										
Cv	-0,15	**-0,91**	**-0,84**									
Tc	0,32	**0,92**	**0,83**	**-0,88**								
T	0,07	**0,96**	**0,67**	**-0,93**	**0,91**							
O	0,00	**-0,54**	-0,43	**0,48**	**-0,49**	**-0,66**						
pH	0,24	-0,33	-0,12	0,35	-0,15	-0,35	0,23					
C	0,03	**0,45**	0,36	**-0,45**	**0,50**	0,43	**-0,52**	-0,02				
S	0,02	**0,44**	0,35	**-0,45**	**0,49**	0,42	**-0,52**	-0,01	**0,99**			
TN	0,12	-0,14	-0,12	0,20	-0,16	-0,23	-0,07	0,02	0,05	0,06		
TP	0,09	**-0,69**	-0,34	**0,58**	**-0,55**	**-0,68**	0,03	0,19	-0,33	-0,30	0,02	
Tr	0,13	0,24	0,19	-0,25	0,19	0,08	0,26	-0,10	0,32	0,32	0,24	**-0,55**

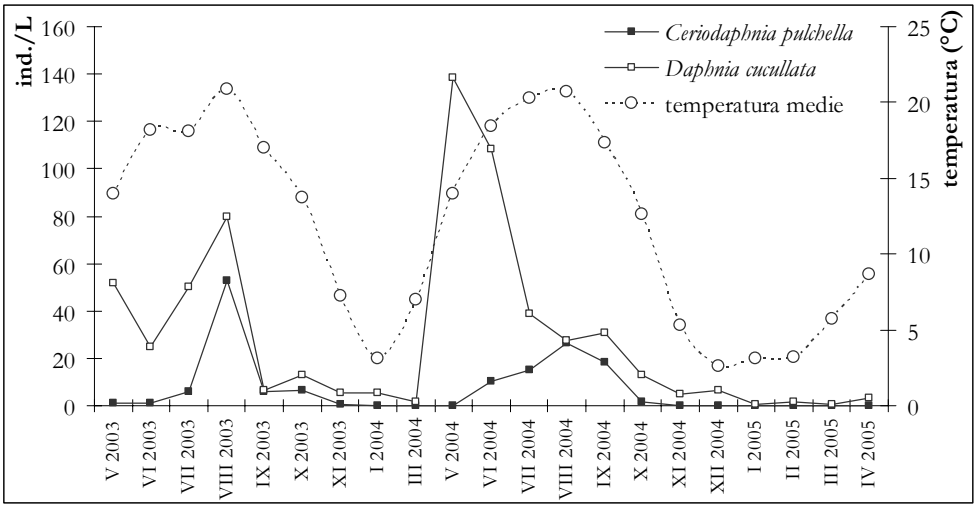


Fig. 74 Variaţia densităţilor medii lunare pentru speciile comune de cladocere din Lacul Ştiucii, **S1**, alături de dinamica valorilor medii de temperatură

Specia *Thermocyclops crassus* a înregistrat de asemenea o corelaţie pozitivă puternic semnificativă cu temperatura medie lunară, pe cînd *Cyclops vicinus* a înregistrat tot o corelaţie puternic semnificativă din punct de vedere statistic, însă negativă: fiind o specie iubitoare de ape reci, densitatea sa este mare la temperaturi scăzute (tabel 10, fig. 75)

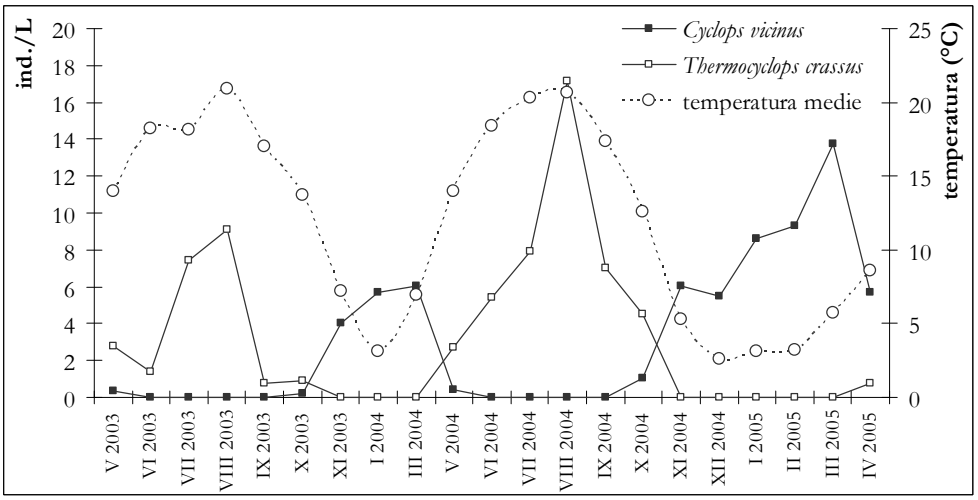


Fig. 75 Variaţia densităţilor medii lunare a speciilor comune de copepode din Lacul Ştiucii, **S1**, alături de dinamica valorilor medii de temperatură la datele de prelevare

Un aspect interesant al corelaţiilor dintre densităţile speciilor comune şi parametrii fizico-chimici este corelaţia negativă semnificativă dintre concentraţia fosforului total şi densitatea speciilor erbivore (*Ceriodaphnia pulchella)* sau a celor erbivore/carnivore (*Thermocyclops crassus* în acest caz) (fig. 76). Fosforul, fiind unul dintre cei mai importanţi factori limitativi pentru creşterea algelor fitoplanctonice, hrana zooplanctonului erbivor (Mcqueen şi colab., 1986), poate oglindi prin valorile sale scăzute, o proliferare a algelor, care atrage după sine o dezvoltare a densităţii erbivorelor (rotifere, majoritatea cladocerelor, specii de copepode ciclopide). Totuşi, este important să ţinem cont de faptul că nutrienţii influenţează doar indirect comunitatea de zooplancton, neavînd un efect atît de pregnant ca temperatura sau ciclul zi/noapte.

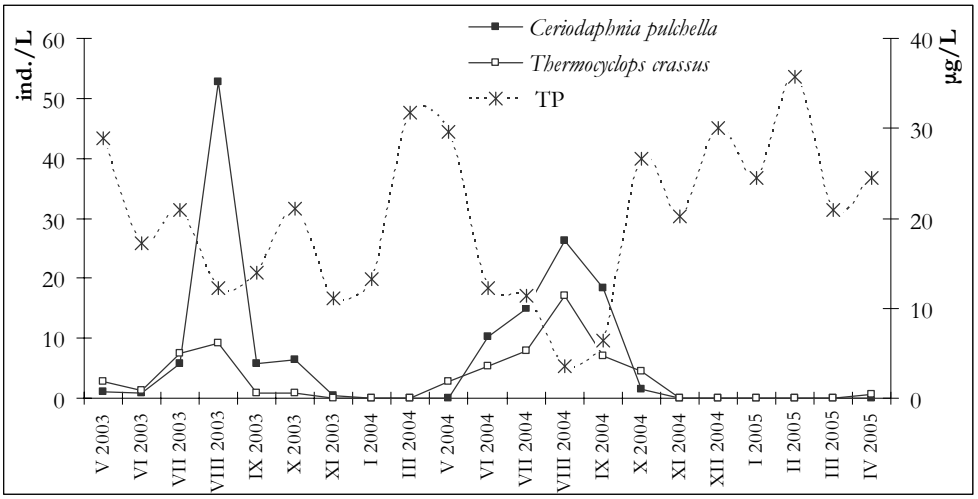


Fig. 76 Variaţia densităţilor medii a speciilor erbivore *Ceriodaphnia pulchella* şi *Thermocyclops crassus* din Lacul Ştiucii, alături de dinamica fosforului total (TP)

Dacă analizăm coeficientul de corelaţie Spearman din tabelul 10 calculat numai pe baza speciilor comune, observăm că densitatea speciei *Daphnia cucullata* se corelează pozitiv semnificativ cu densităţile celorlalte două specii

comune de cladocere din Lacul Ştiucii, datorită asemănărilor în ciclul de viaţă al acestor specii filtratoare. Densitatea speciei *Cyclops vicinus* înregistrează o corelaţie negativă puternic semnificativă cu densităţile speciilor iubitoare de căldură *Daphnia cucullata* şi *Ceriodaphnia pulchella*, pe cînd *Thermocyclops crassus* are o corelaţie pozitivă semnificativă cu acestea, toate cele trei speciile dezvoltîndu-se în perioadele cu temperaturi ridicate. În fine, o corelaţie negativă puternică există între cele două specii de copepode prezente în Lacul Ştiucii, C. *vicinus* şi *T. crassus,* cunoscut fiind faptul că speciile de copepode ciclopide ce se întîlnesc în acelaşi bazin acvatic au perioade alternative de dezvoltare maximală şi diapauză, probabil pentru a minimiza competiţia interspecifică (Wetzel, 2001).

La toate staţiile, adîncimile şi lunile, stadiile imature de copepode ciclopide au dominat numeric, situaţie normală pentru zooplanctonul lacurilor temperate (fig. 77).

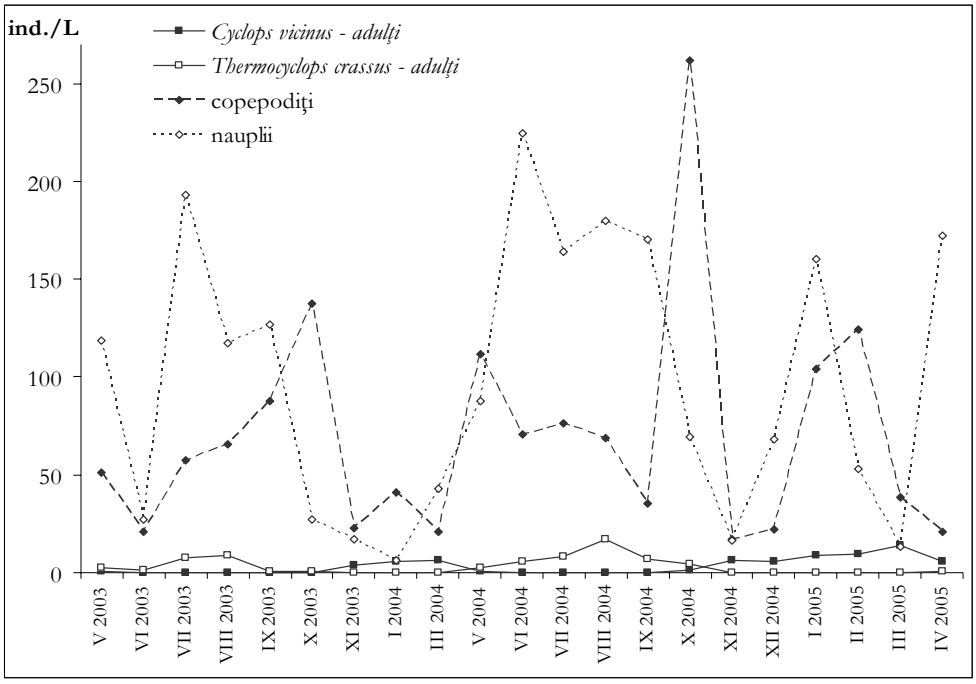


Fig. 77 Variaţia stadiilor imature (nauplii şi copepodiţi) şi mature (adulţi) de copepode ciclopide în Lacul Ştiucii la staţia **S1** (valori medii ale densităţilor la cele 21 de date)

Cazul cel mai des amintit în literatura de specialitate pentru *Cyclops vicinus* este intrarea în diapauză în timpul verii sub formă de copepodit, dar au fost citate cazuri în care pe perioada de diapauză rezistă ca naupliu (Wetzel, 2001). Pentru *Thermocyclops crassus* este tipică intrarea în diapauză iarna tot sub formă de copepodit în ultimele stadii de dezvoltare (IV şi V). Totuşi, fiind imposibilă identificarea taxonomică pînă la nivel de specie a stadiilor imature şi dată fiind componenţa multispecifică a comunităţii de copepode ciclopide din Lacul Ştiucii, este greu de determinat variaţia stadiilor succesive ontogenetice pentru fiecare specie în parte. Se poate afirma, ca o caracterizare generală, că vîrfurile de dezvoltare ale copepoditilor din vară ar putea fi puse pe seama speciei iubitoare de căldură – *Thermocyclops crassus* (dar şi a altora cum ar fi *Mesocyclops leuckarti* - prezentă în pelagial în sezonul călduros), pe cînd maximum de dezvoltare din toamnă şi iarnă ar ţine de specia *Cyclops vicinus* (fig. 77).

În definirea **speciilor comune de cladocere şi copepode ciclopide din iazul piscicol Ţaga Mare** au fost alese speciile prezente la staţia de prelevare (**T1**) în cel puţin jumătate din datele de prelevare şi cele ale căror densităţi medii pe adîncimi şi pe toate datele de prelevare au depăşit 5 ind./L. Trei specii au îndeplinit normele stabilite, una de cladocere (*Bosmina longirostris*) şi două de copepode (*Cyclops vicinus; Thermocyclops oithonoides*).

Tabelul 11 prezintă valorile coeficientului de corelaţie Spearman calculat între speciile comune şi între acestea şi parametrii fizico-chimici (toate valorile sunt medii pe adîncimi la cele 9 date de prelevare).

Dacă ne referim la corelaţiile speciilor cu factorii fizico-chimici măsuraţi, se poate observa relaţia negativă dintre *Bosmina longirostris* şi temperatura medie, această specie perenă înregistrînd cele mai mari densităţi din acest bazin în luna de iarnă. În ceea ce priveşte corelaţiile puternic semnificative dintre speciile comune şi conductivitate, salinitate şi concentraţiile de nutrienţi, nu pot fi

văzute decît avînd o cauzalitate indirectă. De exemplu, valorile conductivităţii sunt mai mici iarna comparativ cu sezonul de vară (fig. 28), iar valorile densităţilor medii ale speciei *Cyclops vicinus* sunt crescute iarna, ceea ce duce la corelaţia negativă ilustrată de tabelul 11.

Tabel 11 Valorile coeficientului de corelaţie Spearman dintre densitatea speciilor comune şi parametrii fizico-chimici (mediile pe adîncimi la cele 9 date de prelevare din Ţaga Mare)(***Bl*** *– Bosmina longirostris;* ***Cv*** *– Cyclops vicinus;* ***To*** *– Thermocyclops oithonoides*; T – temperatură; O – oxigen dizolvat; C – conductivitate; S – salinitate; TN – concentraţia azotului total; TP – concentraţia fosforului total; Tr - transparenţa) (valorile îngroşate sunt statistic semnificative, $p<0,05$)

	Bl	***Cv***	***To***	T	O	pH	C	S	TN	TP
Cv	0,584									
To	-0,463	-0,664								
T	**-0,839**	**-1,023**	**0,800**							
O	0,507	0,227	-0,518	-0,564						
pH	-0,149	-0,332	0,255	0,182	-0,200					
C	-0,420	**-0,979**	**0,791**	**0,855**	-0,273	0,164				
S	-0,420	**-0,979**	**0,791**	**0,855**	-0,273	0,164	**1,000**			
TN	-0,612	**-0,734**	**0,755**	**0,764**	-0,400	-0,109	**0,727**	**0,727**		
TP	**-0,752**	**-0,795**	**0,736**	**0,836**	-0,418	0,055	**0,709**	**0,709**	**0,927**	
Tr	0,638	0,568	**-0,973**	**-0,964**	0,382	-0,473	**-0,836**	**-0,836**	**-0,982**	**-1,055**

Iarna există doar o specie de copepode ciclopide ce atinge maximum de dezvoltare (*Cyclops vicinus*), în timp ce *Thermocyclops oithonoides* a fost identificată doar în lunile călduroase (fig. 78). Alternanţa ciclurilor de viaţă pentru speciile de copepode ciclopide din acelaşi bazin acvatic este semnalată des în literatura de specialitate, iar cele două specii ce co-există în acelaşi interval de timp trebuie să îşi diversifice nişele trofice pentru a putea supravieţui împreună.

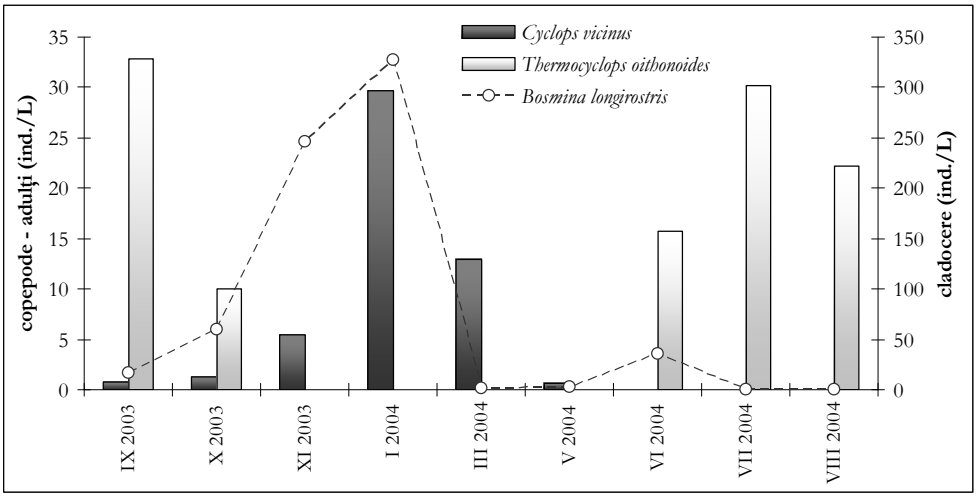


Fig. 78 Dinamica densităţilor medii pentru speciile comune de cladocere (*Bosmina longirostris*) şi de copepode ciclopide (*Cyclops vicinus* şi *Thermocyclops oithonoides*) din iazul Ţaga Mare la datele de prelevare

Un alt aspect interesant ce ţine de speciile comune identificate în Lacul Ştiucii este legat de **variaţia densităţii lor pe verticală**, pe orizonturile de adîncime. Pentru exemplificare am considerat valorile înregistrate la staţia de maximă adîncime (**S1**), pe orizonturi succesive de la suprafaţă pînă la 6 m, pentru cele două specii perene de cladocere şi pentru cele două specii comune de copepode ciclopide din acest bazin acvatic.

Temperatura este poate cel mai important factor abiotic ce guvernează comunitatea de microcrustacee planctonice. Pentru specia perenă de cladocere *Bosmina longirostris* s-au înregistrat corelaţii negative semnificative cu temperatura în lunile de vară (tabel 12) şi corelaţii pozitive semnificative iarna. Acest lucru este uşor de explicat dacă urmărim variaţia densităţii acestei specii în coloana de apă (fig. 79): la toate datele de prelevare, numărul de indivizi creşte odată cu adîncimea, înregistrînd aceeaşi variaţie ca temperatura în lunile de iarnă, şi inversul acesteia vara. Acelaşi motiv stă la baza corelaţiilor negative şi pozitive cu temperatura înregistrate pentru cea de a doua specie perenă din Lacul Ştiucii, *Daphnia cucullata* (tabel 12).

Tabel 12 Valorile coeficientului de corelaţie Spearman dintre temperatură şi densităţile a patru specii comune din Lacul Ştiucii la staţia **S1** (pentru calcularea corelaţiei au fost considerate valorile pe orizonturi de adîncime) (valorile îngroşate sunt statistic semnificative, $p<0,05$)

Date de prelevare	*Bosmina longirostris* şi temperatura	*Daphnia cucullata* şi temperatura	*Cyclops vicinus* şi temperatura	*Thermocyclops crassus* şi temperatura
V 2003	-0,622	-0,225	**-0,900**	**-0,908**
VI 2003	**-0,791**	**-0,910**	**-0,854**	**-0,859**
VII 2003	-0,491	-0,736	**-**	**-1,076**
VIII 2003	**-0,964**	-0,345	**-**	**-1,076**
IX 2003	-0,518	-0,518	-	-0,745
X 2003	0,528	0,528	0,748	0,258
XI 2003	-0,427	-0,221	-0,445	-0,342
I 2004	**1,118**	**1,000**	0,579	**-**
III 2004	-0,645	-0,533	**-0,887**	-
V 2004	-0,064	0,431	-0,566	-0,679
VI 2004	-0,570	**-0,982**	-	**-0,916**
VII 2004	-0,729	**-0,841**	**-**	**-1,019**
VIII 2004	0,028	-0,009	**-**	**-0,907**
IX 2004	0,103	0,103	-0,277	0,028
X 2004	-0,339	-0,505	-0,523	-0,229
XI 2004	0,412	0,206	-0,221	-
XII 2004	0,229	0,586	0,368	-
I 2005	**0,955**	**0,918**	**0,845**	-
II 2005	**1,000**	-0,236	-0,127	**-**
III 2005	-0,345	-0,491	-0,636	**-**
IV 2005	-0,418	-0,018	-0,709	-0,557

Urmărind variaţia densităţii speciilor de cladocere perene din Lacul Ştiucii la staţia de maximă adîncime (fig. 79 şi 80), se observă numeroase similitudini ce rezidă din trăsăturile asemănătoare ale ciclului de viaţă şi al modului de hrănire (amîndouă speciile fiind filtratoare, ca majoritatea cladocerelor). Astfel, în mai 2003 se observă la ambele specii o densitate mare între 2 şi 3 m adîncime, acolo unde a fost localizată termoclina în acea lună, lacul prezentînd deja stratificare termică.

Densităţi mari se înregistrează la această dată (dar şi la majoritatea datelor de prelevare din sezonul vernal şi estival) la orizonturile profunde de 4 - 5 m, acolo unde se concentrează biomasa fitoplanctonică (Gudasz, 2004). În verile

ambilor ani de studiu se menţine această situaţie, în condiţiile stratificării termice directe, pentru amîndouă speciile, urmînd ca toamna să se facă trecerea spre faza de amestec a apelor, astfel că maximele atinse de densitate se "uniformizează" în coloana de apă. Iarna densitatea maximă atinsă de cele două specii este la orizontul de maximă adîncime, acolo unde temperatura apei este în jur de 4°C, în condiţii de pod de gheaţă la suprafaţă. Tendinţele descrise mai sus se menţin pe perioada de studiu ce a acoperit mai multe sezoane (din primăvară 2003 pînă în primăvară 2005).

Interesantă este dinamica densităţii pe adîncimi în luna decembrie 2004 atît la *Bosmina longirostris* (fig. 79) cît şi la *Daphnia cucullata* (fig. 80), aceasta neurmînd tiparul "clasic" de creştere de la suprafaţă spre adîncimi. Explicaţia trebuie căutată în distribuţia temperaturilor la acea dată de prelevare, distribuţie specifică fazei de tranziţie dintre amestecul de toamnă şi stratificarea inversă de iarnă. Un alt aspect interesant include micile diferenţieri între variaţia densităţilor de la suprafaţă spre adîncime între cele două specii de cladocere: în sezonul estival dar şi hibernal al anului 2004 *Daphnia cucullata* nu a înregistrat vîrfuri de densităţi în coloana de apă (fig. 80), probabil datorită presiunii prădătorismului exercitat de peşti, această specie de talie mare fiind preferată de ihtiofauna zooplanctonofagă, fiind mai uşor vizibilă. Valorile mari de densitate înregistrate de *D. cucullata* în mai 2003 şi 2004 (de sute de ind./L) ilustrează trecerea spre condiţiile favorabile ale sezonului estival. Corelaţiile negative semnificative statistic dintre densitatea pe adîncimi la *Cyclops vicinus* şi temperatura din vară şi iarnă (tabel 12) îşi găsesc explicaţia în faptul că numărul de indivizi pe litru de adulţi creşte în toate lunile de la suprafaţă spre adîncime (fig. 81), pe cînd temperatura în aceste sezoane scade în coloana de apă.

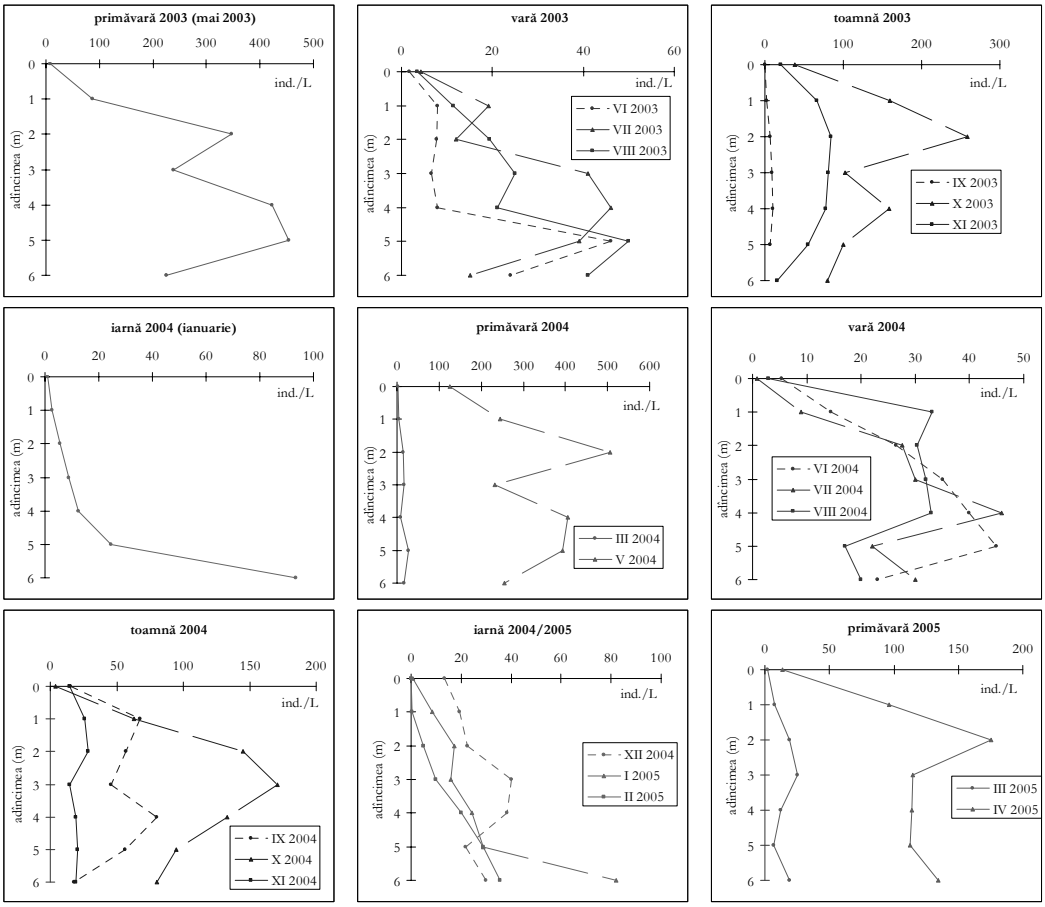


Fig. 79 Variaţia densităţii speciei perene de cladocer *Bosmina longirostris* pe adîncimi la datele de prelevare din Lacul Ştiucii (staţia **S1**)

Corelaţia pozitivă din luna ianuarie 2005 este explicată de variaţia comună a densităţii acestei specii cu temperatura (tabel 12). În ceea ce priveşte tiparele de variaţie pe adîncimi specifice diferitelor sezoane, se pot observa asemănări cu situaţia prezentată la cladocere doar în sezoanele de toamnă şi primăvară (fig. 81). Iarna specia nu are distribuţia tipică a cladocerelor (cu maxime înregistrate spre orizonturile de adîncime la temperaturi mai mari), fiind o specie iubitoare de ape reci. Vara nu este prezentă în pelagial.

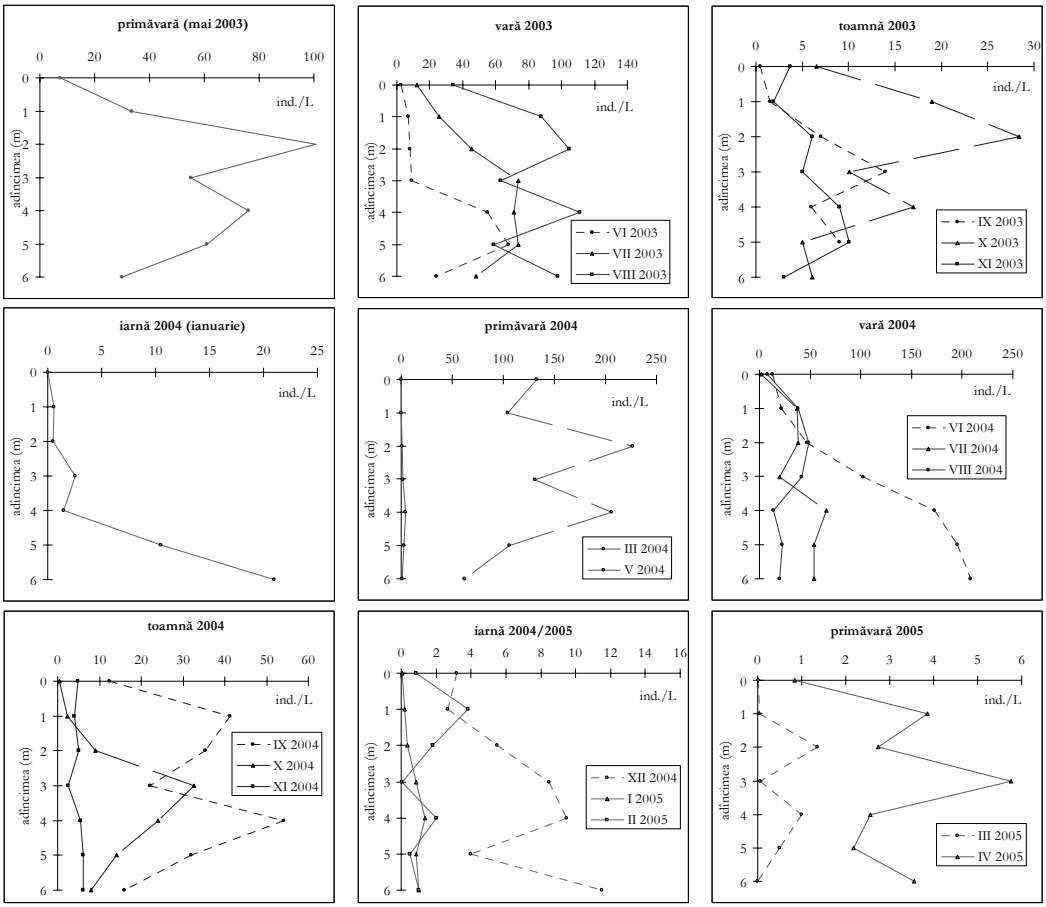


Fig. 80 Variaţia densităţilor speciei perene de cladocer *Daphnia cucullata* pe adîncimi la datele de prelevare din Lacul Ştiucii (staţia **S1**)

Tiparele de variaţie ale densităţii pe adîncimi ale speciilor de cladocere prezentate se aseamănă mai mult cu cele ale speciei *Thermocyclops crassus* (fig. 82). Aceasta, nefiind prezentă iarna în pelagial, înregistrează corelaţii negative statistic semnificative cu valorile temperaturii înregistrate vara în coloana de apă, deoarece au o variaţie inversă pe verticală (tabel 12). Densităţile crescute ale speciei în orizonturile profunde ar putea avea aceeaşi explicaţie ca la speciile de cladocere, aceea a concentrării comunităţilor algale în aceste straturi (Gudasz, 2004).

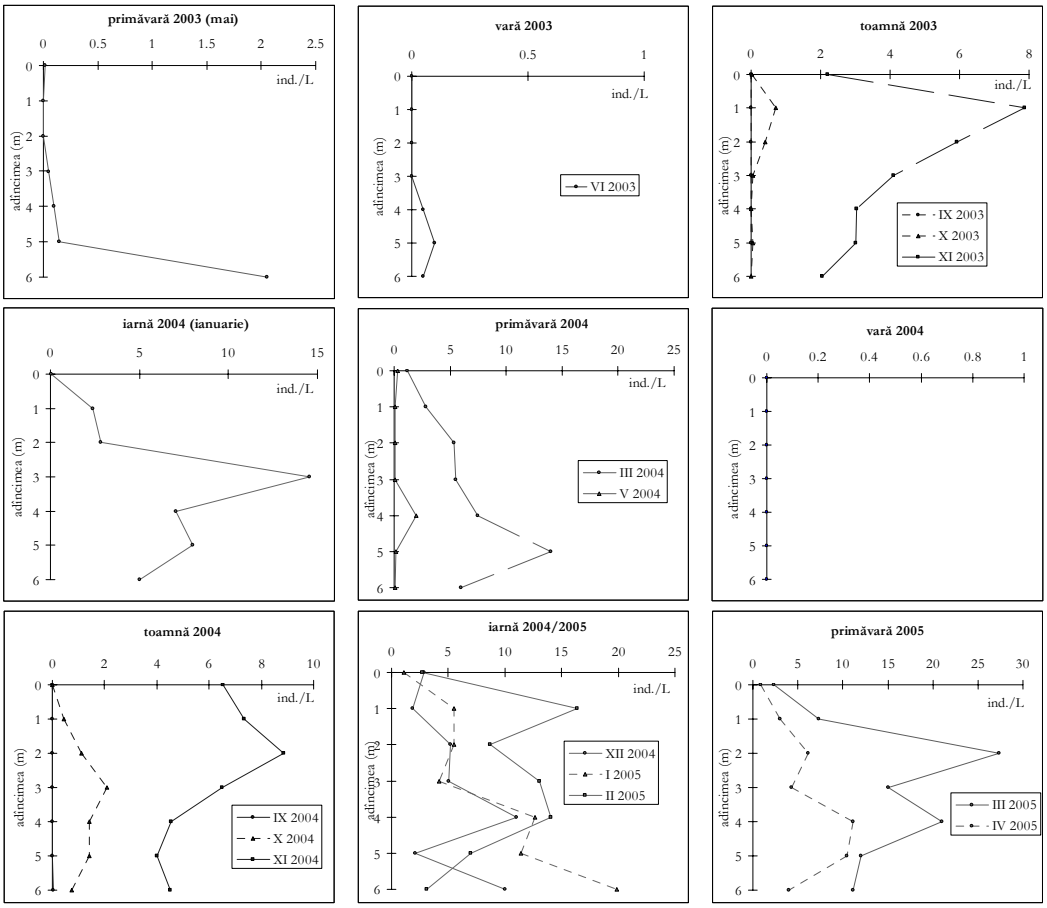


Fig. 81 Dinamica densităţii speciei comune de copepod *Cyclops vicinus* pe adîncimi la datele de prelevare din Lacul Ştiucii, staţia **S1**

În afara speciilor comune de cladocere şi copepode, în ambele bazine acvatice analizate au fost identificate **specii sporadice**, prezente printr-un număr relativ mic de indivizi în pelagial.

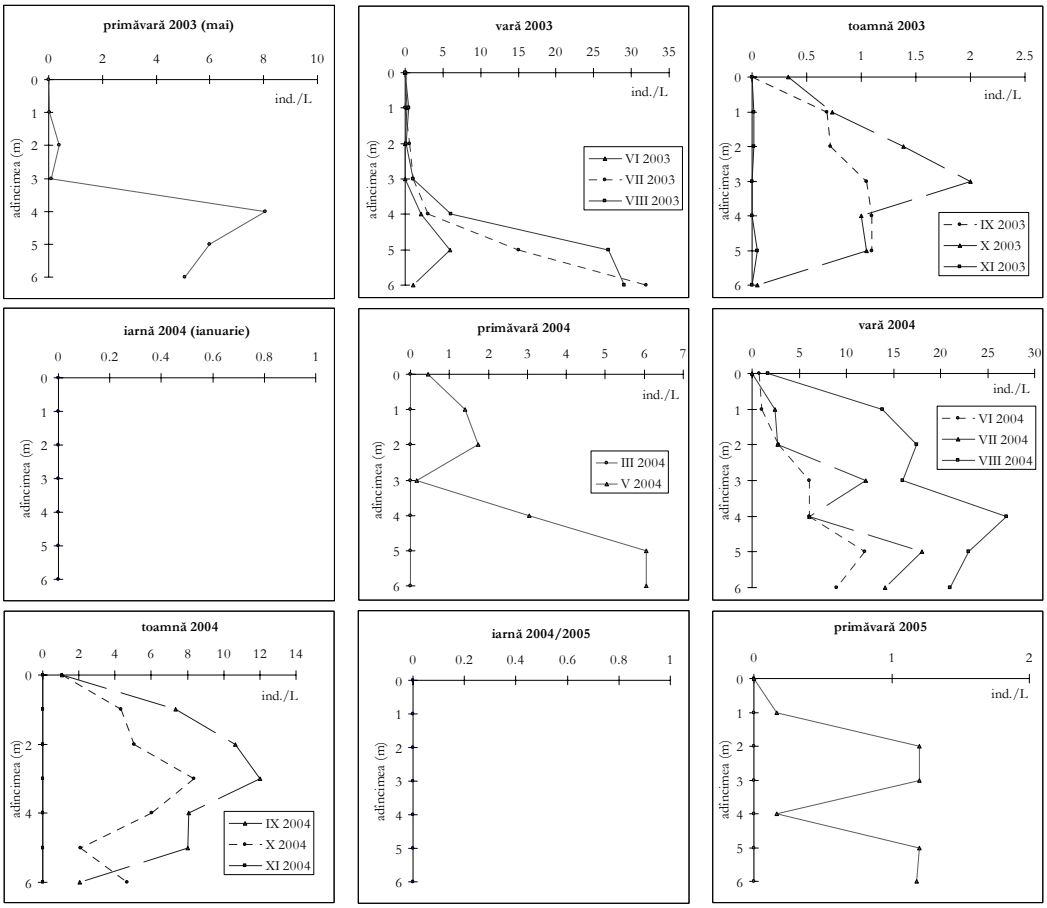


Fig. 82 Dinamica densităţii speciei comune de copepod *Thermocyclops crassus* pe adîncimi la datele de prelevare din Lacul Ştiucii, staţia **S1**

În Lacul Ştiucii, pe lîngă cele 5 specii considerate comune, au fost prezente alte 7 specii de cladocere şi 7 de copepode ciclopide. Cladocerul *Alona rectangula* a înregistrat densităţi mici la staţia **S1** (nedepăşind 1 ind./L), dar mai ridicate la staţiile **S2** şi **S3**, mergînd pînă la 40 ind./L, cunoscut fiind faptul că această specie preferă zonele cu vegetaţie submersă, plutitoare sau emersă şi apa liberă din apropiere (Negrea, 1983a). Densităţile maxime au fost atinse în lunile de vară (iulie-august, ambii ani de studiu) la toate staţiile. Specia este descrisă ca fiind „estivală", deşi se cunosc populaţii care iernează sub formă de adulţi (Negrea, 1983a), caz surprins şi în Lacul Ştiucii la staţia **S3**, unde s-au

înregistrat densităţi scăzute de femele partenogenetice în luna ianuarie 2005. *Chydorus sphaericus*, cel mai frecvent şi răspîndit cladocer din România (Negrea, 1983a), a fost găsit în densităţi foarte scăzute în Lacul Ştiucii în toate cele trei staţiile (nedepăşind 3 ind./L). Fiind descrisă în literatură ca macrofitofilă şi de cele mai multe ori perenă (Negrea, 1983a), *C. sphaericus* confirmă această caracterizare, înregistrînd densităţi mai ridicate la staţiile **S2** (situată lîngă brîul de stuf ce înconjoară lacul) şi **S3** (localizată într-o regiune cu vegetaţie submersă). A fost prezentă în toate sezoanele, inclusiv iarna (decembrie 2004, **S3**). Cele două specii ale genului *Pleuroxus*, *P. aduncus* şi *P. laevis* sunt descrise ca fiind macrofitofile (Negrea, 1983a), motiv pentru care în Lacul Ştiucii aceste specii au înregistrat densităţi mai mari la staţiile **S2** şi **S3**. Au înregistat densităţi mari vara şi la începutul toamnei (iulie-septembrie) şi nu au fost găsite iarna. O altă specie macrofitofilă găsită în densităţi mai mari la staţiile **S2** şi **S3** este *Simocephalus vetulus*, totuşi rareori depăşind 4 ind./L. A fost identificată în toate sezoanele, inclusiv iarna (decembrie 2004, **S3**). Tot o formă ce preferă vegetaţia submersă (Negrea, 1983a) este *Graptoleberis testudinaria*, specie identificată doar la staţiile **S2** şi **S3** în cîteva luni (august, septembrie şi octombrie 2003) cu densităţi foarte mici (nedepăşind 2 ind./L). *Scapholeberis mucronata* este o specie identificată doar la staţia **S3** în iunie 2003, la orizontul de suprafaţă, ştiut fiind faptul că este o formă ce se dezvoltă cu precădere în hiponeuston (Negrea, 1983a).

În ceea ce priveşte speciile sporadice de copepode ciclopide, *Mesocyclops leuckarti* a fost identificată la toate cele trei staţiile de prelevare în densităţi relativ ridicate, ajungînd în staţia **S3** la orizonturile de adîncime maximă chiar la peste 20 de ind./L. Ca şi specia comună *Thermocyclops crassus, M. leuckarti* este o formă iubitoare de căldură (Damian-Georgescu, 1963), înregistînd maximele de dezvoltare în iulie/august şi fiind absentă iarna. *Macrocyclops albidus* şi *M. distinctus* au fost identificate doar la staţiile **S2** şi **S3**, cu densităţi ce rareori

depăşesc 1 ind./L. Din literatură se cunoaşte faptul că *M. albidus* trăieşte în condiţii foarte variate, avînd o extremă capacitate de adaptare în special la variaţiile de temperatură, pe cînd *M. distinctus* este găsit în special în tufişurile cu macrofite (Damian-Georgescu, 1963). Ambele specii au fost prezente în toate sezoanele dar cu densităţi mici, maximul atins fiind de aproximativ 3 ind./L. Alte două specii identificate doar la staţiile **S2** şi **S3** au fost *Cryptocyclops bicolor* şi *Megacyclops viridis*, însă aceste specii au înregistrat densităţi infime, ce nu au depăşit 0,05 ind./L la nici o dată de prelevare. *C. bicolor* a fost găsită doar vara, pe cînd *M. viridis* toamna şi iarna. Cele două specii ale genului *Eucyclops*, *E. serrulatus* şi *E. macruroides* trăiesc în ape cu caractere diferite, îndeosebi în zonele cu macrofite (Damian-Georgescu, 1963). În Lacul Ştiucii aceste specii au fost identificate doar în staţiile **S2** şi **S3**, iar densităţile atinse de ele au fost extrem de mici, nedepăşind 1 ind./L.

În iazul Ţaga Mare, pe lîngă cele 3 specii comune au mai fost identificate 8 specii sporadice de cladocere şi una de copepode, cu densităţi ce au depăşit doar excepţional 1 - 2 ind./L. *Alona rectangula*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma orghindani*, *Leydigia acanthocercoides* şi *Moina brachiata* au fost prezente primăvara, vara sau toamna, pe cînd *Daphnia galeata* şi *Ilyocryptus sordidus* au fost găsite şi în sezonul nefavorabil, alături de specia comună *Bosmina longirostris*. Ciclopidul *Acanthocyclops* cf. *vernalis* a apărut doar în lunile mai şi iunie 2004 cu densităţi de sub 0,5 ind./L.

Poziţia speciilor în raport cu gradienţii factorilor de mediu se poate vizualiza prin diagrame de ordonare realizate cu ajutorul analizei de corespondenţă canonică (CCA). Lucrarea de faţă prezintă distribuţia speciilor de la staţia de maximă adîncime a Lacului Ştiucii (**S1**) de-a lungul gradienţilor factorilor de mediu importanţi măsuraţi la aceeaşi staţie de colectare (temperatura, oxigenul, conductivitatea, salinitatea, concentraţia de fosfor total, de azot total, transparenţa şi pH-ul), la cele 21 de date de prelevare a probelor

de microcrustacee zooplanctonice (fig. 83). Se observă că specia *Cyclops vicinus* înregistrează densităţi mari la staţia **S1** în datele de prelevare din jurul poziţionării sale pe grafic (noiembrie 2003; ianuarie, noiembrie, decembrie 2004; ianuarie, martie, aprilie 2005). Cladocerul *Bosmina longirostris* are densităţi maxime în lunile mai 2003 şi 2004, pe cînd *Thermocyclops crassus* şi *Ceriodaphnia pulchella* în august 2004. În ceea ce priveşte interpretarea poziţiei speciilor de-a lungul gradienţilor de mediu, fiecare vector reprezintă în diagramă o direcţie pe care speciile se pot proiecta (fig. 83). Astfel, din punct de vedere al temperaturii, se poate vedea că speciile *Daphnia cucullata*, *Ceriodaphnia pulchella, Thermocyclops crassus, Pleuroxus laevis, P. aduncus, Alona rectangula, Mesocyclops leuckarti* au fost găsite în general la datele de prelevare caracterizate de temperaturi crescute, în timp ce, dimpotrivă, *Cyclops vicinus* este prezent în probele prelevate la date cu temperaturi scăzute (dar cantităţi mari de oxigen dizolvat). Nu există specii de microcrustacee planctonice care să înregistreze densităţi mari la cantităţi mari de fosfor total, însă se poate observa că speciile *C. pulchella* şi *T. crassus* realizează densităţi mari la cantităţi mici de fosfor total (datorită probabil cauzelor discutate anterior în acest capitol). Conductivitatea, salinitatea şi pH-ul apei sunt factori de mediu cu influenţe mai slabe asupra zooplanctonului, datorită faptului că speciile de microcrustacee ce trăiesc în bazinul acvatic studiat sunt adaptate *a-priori* la anumite valori ale acestor parametri, valori care nu înregistrează variaţii atît de dramatice încît să excludă de tot anumite specii sau să favorizeze apariţia altora. Totuşi, din punct de vedere al conductivităţii, s-a putut observa o corelaţie pozitivă cu densităţile speciilor *Ceriodaphnia pulchella*, *Thermocyclops crassus, Pleuroxus laevis* şi *Alona rectangula*, însă acest lucru ar putea fi pus pe seama faptului că vara valorile conductivităţii au fost mai mari comparativ cu cele din anotimpul rece, probabil datorită evaporaţiei şi concentrării sărurilor în lac în sezonul estival.

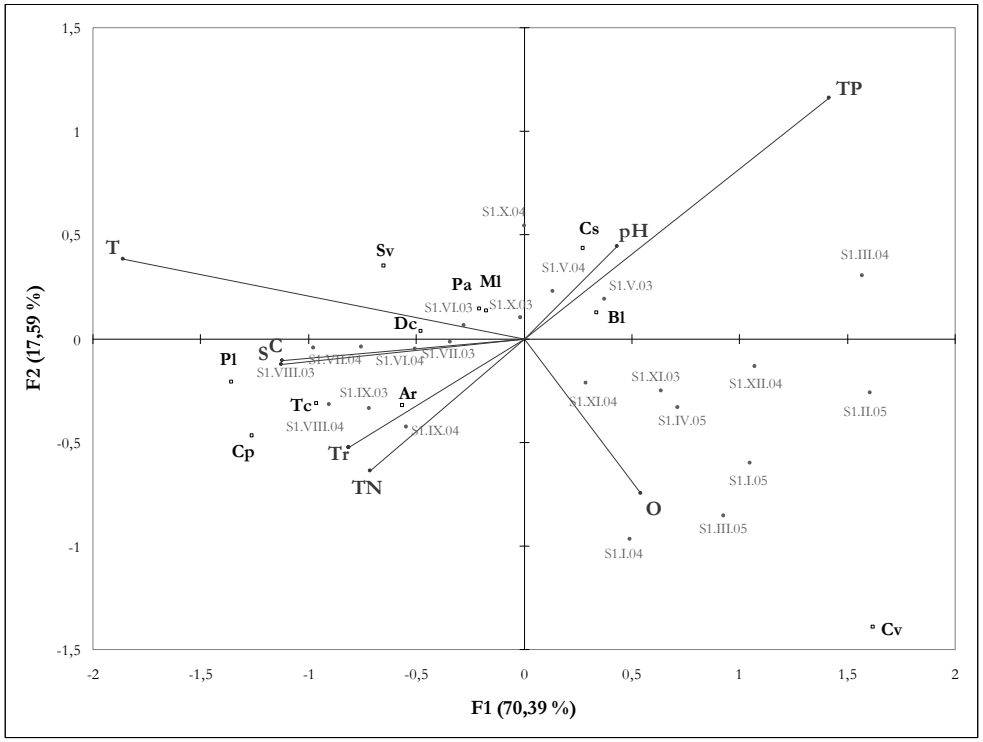


Fig. 83 Diagrama de ordonare realizată prin analiza de corespondenţă canonică (CCA) pe baza parametrilor fizico-chimici măsuraţi şi a valorilor medii lunare de densitate pentru speciile prezente la staţia de maximă adîncime **S1** din Lacul Ştiucii la cele 21 de date de prelevare (notate cu cifre romane) (**S1** – staţia 1, **T** – temperatura; **O** – oxigen dizolvat; **C** – conductivitatea; **S** – salinitatea; **TP** – concentraţia de fosfor total; **TN** – concentraţia de azot total; **Tr** – transparenţa; ***Ar*** *- Alona rectangula;* ***Bl*** *- Bosmina longirostris;* ***Cp*** *- Ceriodaphnia pulchella;* ***Cs*** *- Chydorus sphaericus;* ***Dc*** *- Daphnia cucullata;* ***Pa*** *- Pleuroxus aduncus;* ***Pl*** *- Pleuroxus laevis;* ***Sv*** *- Simocephalus vetulus;* ***Cv*** *- Cyclops vicinus;* ***Ml*** *- Mesocyclops leuckarti;* ***Tc*** *- Thermocyclops crassus*); **axele F1 şi F2: 87,98 %**

Biomasa reprezintă un parametru esenţial în caracterizarea comunităţilor de organisme, estimarea ei avînd o importanţă deosebită în bazinele acvatice deoarece oferă informaţii preţioase despre populaţiile studiate, contribuie la elucidarea circuitului de materie şi energie prin ecosistem, caracterizînd în acelaşi timp şi starea ecologică a bazinului respectiv şi este esenţială în managementul resurselor de apă. Practic, cunoaşterea biomasei ne indică la fiecare nivel trofic cantitatea de materie vie prezentă.

În ceea ce priveşte **dinamica biomasei speciilor comune din Lacul Ştiucii**, se poate afirma că aceasta este similară cu dinamica densităţii acestor specii, dată fiind legătura dintre cei doi parametri. Valorile de biomasă obţinute au fost exprimate în toate cazurile ca greutate uscată şi în μg/L, fiind comparabile cu datele din literatura de specialitate.

Biomasa individuală mică a speciei comune de cladocer *Bosmina longirostris* este compensată de numărul mare de indivizi identificaţi la toate cele trei staţiile de prelevare din Lacul Ştiucii. Astfel, în ciuda taliei mici a acestei specii (variaţia lungimii s-a încadrat între 0,175 şi 0,575 mm la datele de prelevare), *B. longirostris* a înregistrat cele mai mari valori de biomasă dintre speciile de cladocere, depăşind chiar 300 μg/L (în luna ianuarie 2005 la staţia **S3**), cu o medie de 52,40 μg/L în staţia **S1**, 16,84 μg/L în staţa **S2** şi 29,12 μg/L în staţia **S3**. Există diferenţe semnificative statistic între dinamica valorilor medii de biomasă dintre staţia **S1** şi staţia **S2** (Kruskal-Wallis H=12,31; $n_1=n_2=21$; p= 0,001526; p<0,05), dar şi dintre staţia **S1** şi staţia **S3** (Kruskal-Wallis H=12,31; $n_1=n_2=21$; p= 0,004841; p<0,05), datorită densităţilor superioare atinse la staţia de maximă adîncime **S1**. Pe lîngă femele partenogenetice ovigere şi neovigere, în populaţie au mai fost prezente femele gamogenetice şi masculi, însă cu valori de densitate şi biomasă reduse. Cladocerele se reproduc prin partenogeneză, trecînd la reproducerea prin gamogeneză doar cînd intervin condiţii nefavorabile (fluctuaţii de temperatură, lipsă de hrană etc.). Pentru *B. longirostris* s-au identificat femele gamogenetice şi masculi atît toamna, cît şi primăvara/vara, ceea ce confirmă alternanţa perioadelor de partenogeneză şi gamogeneză cunoscută din literatură (Negrea, 1983a).

Daphnia cucullata, o specie de talie mare (cu lungimea totală ajungînd pînă la 1,3-1,4 mm la datele de prelevare) a realizat valori mai mici de biomasă comparativ cu *B. longirostris*, atingînd o medie de 34,31 μg/L la staţia **S1**, 4,76 μg/L la staţia **S2** şi doar 1,29 μg/L la staţia **S3**. Au fost observate diferenţe

foarte semnificative statistic între valorile medii de biomasă înregistrate la staţiile **S1** şi **S2** (Kruskal-Wallis H=35,19; $n_1=n_2=21$; p= 0,0000009325; p<0,01), dar şi **S1** şi **S3** (Kruskal-Wallis H=35,19; $n_1=n_2=21$; p= 0,000000251; p<0,01). Aceste diferenţe mari pot fi explicate de preferinţele ecologice ale acestei specii, *D. cucullata* fiind o formă prin excelenţă euplanctonică, ce preferă apa liberă, condiţie satisfăcută pe deplin la staţia de maximă adîncime **S1**. Maximele înregistrate de *D. cucullata* au fost în general primăvara/vara la toate cele trei staţiile din Lacul Ştiucii, deşi ea a fost întîlnită şi sub pod de gheaţă. În cantităţi mici au apărut femele gamogenetice şi masculi, atît toamna cît şi primăvara/vara, sugerînd astfel faptul că este o specie diciclică (Margaritora, 1972) şi nu monociclică (Negrea, 1983a).

Pentru specia "estivală" *Ceriodaphnia pulchella* s-au păstrat maximele de dezvoltare atinse în cazul densităţii, respectiv cele de vară. Nu există diferenţe semnificative statistic între dinamica biomasei la cele trei staţii de prelevare din Lacul Ştiucii. Femele gamogenetice şi masculi au fost prezenţi atît primăvara/vara (lunile mai/iulie) cît şi toamna, confirmînd astfel datele din literatura de specialitate, ce includ pe *C. pulchella* în categoria speciilor diciclice, cu o perioadă de gamogeneză scurtă de vară şi una lungă de toamnă (Negrea, 1983a).

Variaţia biomasei speciilor comune de copepode ciclopide din Lacul Ştiucii a oglindit în general dinamica densităţilor şi diferitele greutăţi individuale medii ale speciilor. Pentru *Cyclops vicinus* se observă existenţa unor valori mari de biomasă odată cu scăderea temperaturilor medii lunare (în lunile de toamnă/iarnă/primăvară devreme), alături de inexistenţa speciei în lunile de vară, situaţie descrisă în literatura de specialitate (Damian-Georgescu, 1963). Nu s-au găsit diferenţe semnificative statistic între valorile de biomasă de la cele trei staţii de prelevare, însă o situaţie interesantă s-a înregistrat în al doilea an de studiu (decembrie 2004 - martie 2005), cînd biomasa înregistrată a fost

superioară celei din prima perioadă analizată (noiembrie 2003 - martie 2004) la toate cele trei staţii de prelevare. Deşi aceste diferenţe nu sunt statistic semnificative, totuşi există deosebiri vizibile între valorile de biomasă descrise anterior, deosebiri cauzate cel mai probabil de fluctuaţiile populaţiilor-pradă. *C. vicinus* se hrăneşte cu variate categorii de hrană, de la alge pînă la rotifere şi cladocere mici (Santer, 1993, Plasmann şi colab., 1997), alături de stadii naupliare sau copepodiţii altor specii sau chiar a propriei specii (Dussard şi Defaye, 2001). Copepodiţii în ultimele stadii de dezvoltare şi adulţii reprezintă principala specie de prădător acolo unde rotiferele au abundenţe mari (Walz, 1995), putînd chiar să depăşească ratele de reproducere ale populaţiilor de rotifere (Brandl, 2005). Deşi *C. vicinus* se poate hrăni şi cu specii de cladocere mici atunci cînd densitatea rotiferelor scade drastic, acestea din urmă rămîn hrana preferată (Brandl şi Fernando, 1981). În Lacul Ştiucii se observă o corelaţie negativă semnificativă (coeficient de corelaţie Spearman = -0,612; $p=0,004$; $p<0,01$) dintre densitatea speciei *C. vicinus* şi densitatea rotiferelor găsite în probele colectate la toate cele trei staţiile din Lacul Ştiucii, grupul rotiferelor incluzînd toate formele mai mari de 50/55 μm – dimensiunea-prag pentru reţinerea organismelor în fileul zooplanctonic folosit pentru colectarea probelor. Se observă variaţia inversă a densităţilor celor doi taxoni, iar valorile mari de biomasă la începutul anului 2005 pentru *C. vicinus* pot fi cauzate de vîrfurile de dezvoltare atinse de rotifere în mai şi octombrie 2004. În perioada decembrie 2004 - februarie 2005 s-au înregistrat valori mari şi la biomasa naupliilor şi copepodiţilor, probabil tot datorită populaţiei de rotifere (ştiut fiind faptul că în ultimele stadii de dezvoltare copepodiţii speciei *C. vicinus* devin prădători), dar şi datorită proliferării în această perioadă a femelelor cu ouă, din care se dezvoltă nauplii.

Biomasa copepodului *Thermocyclops crassus* a înregistrat o variaţie inversă comparativ cu specia precedentă, cu maxime între lunile mai şi octombrie şi cu

absenţa totală în lunile de iarnă. Valorile de biomasă sunt mult mai scăzute decît cele atinse de *C. vicinus* datorită dimensiunilor relativ mici ale speciei (lungimea maximă atinsă la datele de prelevare fiind de 0,825 mm, fără ramurile furcale). *T. crassus* prezintă aceleaşi caracteristici de hrănire ca şi *C. vicinus* (Brandl, 2005), fiind o specie oportunistă, atît erbivoră cît şi prădătoare, ce se hrăneşte şi cu rotifere. Există o corelaţie negativă între densitatea acestui copepod şi cea a rotiferelor, chiar dacă nu este semnificativă statistic (coeficientul de corelaţie Pearson = -0,428; p= 0,144).

În ceea ce priveşte **dinamica biomasei speciilor comune din iazul piscicol Ţaga Mare**, se remarcă valorile mari ale biomasei înregistrate de cladocerul comun *Bosmina longirostris*, valori comparabile cu cele din Lacul Ştiucii. Au fost identificate femele partenogenetice atît ovigere cît şi neovigere, ce au atins biomasa maximă în luna de iarnă 2004, dar şi femele gamogenetice caracterizate printr-o biomasă scăzută şi o apariţie în doar două date de colectare: noiembrie 2003 şi ianuarie 2004. Masculi de *B. longirostris* au fost prezenţi doar în noiembrie 2003, cu o biomasă mică (0,72 µg/L). Inexistenţa perioadei cu generaţii bisexuate (gamogenetice) din timpul verii ca în cazul Lacului Ştiucii arată faptul că *B. longirostris* este monociclică în iazul Ţaga Mare.

Stadiile preadulte de copepode ciclopide au fost prezente în toate lunile de prelevare, cu un vîrf de biomasă în luna ianuarie 2004 datorită proliferării speciei *Cyclops vicinus* în această perioadă rece a anului. În ceea ce priveşte adulţii, specia *C. vicinus* a înregistrat biomasa cea mai ridicată, depăşind chiar 300 µg/L în ianuarie 2004, aceasta fiind o specie iubitoare de ape reci. Au fost identificate atît femele (ovigere sau nu) cît şi masculi. *Thermocyclops oithonoides* a realizat valori de biomasă mai mici datorită dimensiunilor mai scăzute ale speciei. A fost prezentă în lunile cu temperaturi ridicate, fiind reprezentată atît de femele cît şi de masculi.

Alături de speciile comune, în ambele bazine acvatice studiate au fost prezente numeroase **specii sporadice**, ce ating valori net inferioare de densitate şi biomasă. Astfel, în Lacul Ştiucii, la staţia **S1** cladocerele *Alona rectangula, Chydorus sphaericus, Pleuroxus aduncus, P. laevis* şi *Simocephalus vetulus* nu au depăşit valoarea de 1 µg/L în medie. Ciclopidul *Mesocyclops leuckarti* a înregistrat valori mai ridicate de biomasă, cu maxim în lunile de primăvară/vară. Corelaţiile pe baza coeficientului de rang Spearman dintre valorile de biomasă atinse de speciile prezente la staţia de maximă adîncime din Lacul Ştiucii (**S1**) au relevat aceleaşi aspecte discutate la dinamica densităţii, datorită variaţiei asemănătoare a acestor doi parametri ecologici. Această asemănare se păstrează şi la staţia **S2** şi **S3**. În ceea ce priveşte speciile de cladocere sporadice din staţiile **S2** şi **S3**, se remarcă valori mai mari de biomasă pentru *Simocephalus vetulus*, o specie macrofitofilă ce preferă zonele cu vegetaţie submersă, condiţii apropiate de cele de la staţia **S2** şi ideale în cazul staţiei **S3,** unde *S. vetulus* atinge chiar 60 µg/L în luna iulie 2004, ajutată fiind şi de dimensiunile mari la care pot ajunge femelele ovigere (ce pot depăşi 2 mm lungime). Şi speciile genului *Pleuroxus* au realizat valori relativ crescute ale biomasei în staţiile **S2** şi **S3**, tot datorită faptului că preferă microhabitatele oferite de vegetaţia submersă. Restul speciilor de cladocere au înregistrat valori mici de biomasă. Copepodul *Mesocyclops leuckarti* înregistrează valori mai mari de biomasă la staţiile **S2** şi **S3**, depăşind chiar în unele cazuri biomasa realizată de specia comună *Thermocyclops crassus*, datorită dimensiunilor mai mari caracteristice acestei specii. Apar la ambele staţii speciile genului *Macrocyclops,* specii ce se dezvoltă cu precădere în tufişurile de macrofite, dar care nu au înregistrat valori reprezentative de biomasă datorită numărului redus de indivizi prezenţi în lunile de prelevare. Alte specii macrofitofile sunt cele ale genului *Eucyclops*, caracterizate prin valori mici de biomasă la staţiile **S2** şi **S3**. Din specia rară *Megacyclops viridis* au fost identificate doar două femele (una la staţia

S2 şi una la **S3**), însă datorită dimensiunilor mari carecteristice acestui taxon, biomasa atinsă a fost de aproape 0,5 µg/L. *Cryptocyclops bicolor*, o specie de talie mică, a înregistrat valori modeste ale biomasei la ambele staţii.

Speciile sporadice de talie mică din iazul piscicol Ţaga Mare (*Alona rectangula, Ceriodaphnia pulchella, Chydorus sphaericus, Leydigia acanthocercoides*) au atins valori mici de biomasă, nedepăşind 1,5 µg/L. Speciile de talie medie şi mare (*Diaphanosoma orghidani, Moina brachiata, Daphnia galeata, Ilyocryptus sordidus*) au înregistrat valori mai mari, însă depăşind doar excepţional 10 µg/L, cum a fost cazul singular al speciei *D. galeata* ce a înregistrat 12 µg/L în ianuarie 2004. Copepodul *Acanthocyclops* cf. *vernalis* a fost prezent în doar două date de prelevare cu valori mici de biomasă.

Larvele de chaoboride - diptere (*Chaoborus* sp.) reprezintă prădători vorace ai comunităţii de zooplancton, putînd să decimeze chiar pînă la 40% din populaţiile pradă pe zi (Elser şi colab., 1987). În probele de zooplancton colectate din Lacul Ştiucii au fost identificate larve de *Chaoborus* la toate cele trei staţiile de prelevare. La staţia **S1** de exemplu aceste larve de diptere au fost găsite doar la orizonturile de 5 şi 6 m adîncime, ştiut fiind faptul că aceste larve preferă habitatele bentale. Numărul cel mai mare a fost găsit vara, în august 2003 şi iunie 2004, ceea ce concordă cu datele din literatura de specialitate despre biologia larvelor de *Chaoborus*, care vara în general habitează pelagialul şi nu se îngroapă în sedimente (Liljendahl-Nurminen şi colab., 2002). Este greu de diferenţiat un efect clar al larvelor de *Chaoborus* asupra comunităţii de zooplancton din bazinul studiat, deoarece nu se cunosc date despre densităţile şi biomasa acestui prădător în lunile de prelevare. În plus, prezenţa larvelor prădătoare în probele colectate este accidentală, scopul lucrării fiind comunitatea de zooplancton şi nu cea bentonică. Totuşi, din datele existente se poate vedea un posibil efect asupra densităţii rotiferelor şi a cladocerelor mici reprezentate de *Bosmina longirostris*, ambele categorii reprezentînd hrana larvelor

de *Chaoborus*. Fig. 84 prezintă numărul mediu de larve găsite la 5 şi 6 m la staţia **S1**, alături de densitatea medie pe adîncimi a celor două grupuri de zooplancton. Se observă declinul densităţilor rotiferelor şi a *B. longirostris* odată cu numărul mare de larve găsite în probe. Celelalte grupe de crustacee planctonice nu au prezentat nici o relaţie cu larvele de *Chaoborus*.

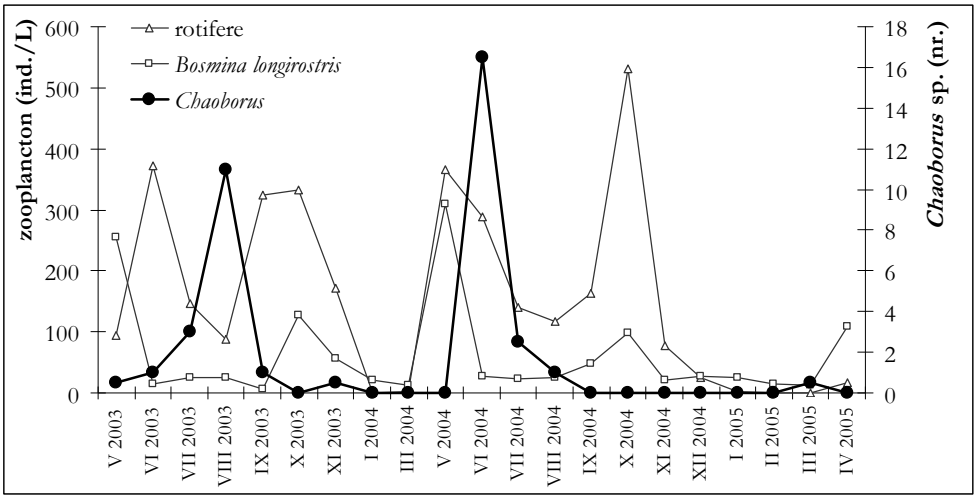


Fig. 84 Variaţia numărului mediu de larve de *Chaoborus* găsite la orizonturile de 5 şi 6 m adîncime în Lacul Ştiucii, staţia **S1**, alături de dinamica densităţii a rotiferelor şi a cladocerului *Bosmina longirostris* (valori medii)

7. ESTIMAREA PREFERINȚELOR PENTRU MICROCRUSTACEELE PLANCTONICE LA POPULAȚIILE DE PEŞTI DIN LACUL ŞTIUCII

Comunitatea zooplanctonică reprezintă sursă de hrană pentru numeroase specii de peşti în bazinele acvatice lentice, atît pentru juvenili cît şi pentru adulţi. Este imperios necesară cunoaşterea relaţiilor complexe ce se stabilesc între pradă şi prădător, pentru elucidarea alcătuirii lanţurilor trofice şi a căilor de transfer a materiei şi energiei prin ecosistemul studiat. Astfel, cercetările ce vizează conţinutul stomacal la speciile prădătoare au o importanţă practică deosebită deoarece clarifică aspecte esenţiale legate de presiunea de prădare asupra microcrustaceelor şi asupra existenţei sau inexistenţei preferinţelor de hrană la speciile de peşti prădătoare.

Datorită statutului de rezervaţie naturală a Lacului Ştiucii, colectarea probelor de ihtiofaună se poate realiza doar într-un cadru oficial riguros monitorizat. De aceea, pentru studiul dietei speciilor de peşti din acest bazin acvatic s-a efectuat o singură campanie de prelevare a probelor, în iulie 2004, în care s-au folosit setci cu diferite dimensiuni ale ochiurilor. Au fost identificate zece specii de peşti, din patru familii: Fam. Esocidae (*Esox lucius* - ştiucă); Fam. Cyprinidae (*Abramis brama* - plătică; *Alburnus alburnus* - oblete; *Carassius carassius* - caracudă; *Carassius gibelio* - caras; *Rutilus rutilus* - babuşcă; *Scardinius erythrophthalmus* - roşioară; *Tinca tinca* – lin); Fam. Percidae (*Perca fluviatilis* – biban) şi Fam. Centrarchidae (*Lepomis gibbosus* - biban-soare). Carasul nu s-a regăsit în captură datorită dimensiunilor mici ale indivizilor din apele puţin adînci (K.P.Battes şi colab., 2005).

Au fost colectaţi în total 169 de indivizi, cu o greutate totală de 11471 g. Comunitatea piscicolă a constat în principal din specii de talie mică (babuşcă sau oblete) sau de talie medie (roşioară sau lin), alături de juvenili sau specii de talie mare. Indivizii prelevaţi cu plase cu diametrul ochiului de 14 mm au depăşit 50%; cei colectaţi cu setcă cu ochiuri de 20 mm au depăşit 25% iar cei prelevaţi cu plasa cu dimensiunea ochiului de 45 mm 15%. Speciile erbivore (roşioara) au înregistrat cele mai ridicate valori ale abundenţei, datorită vegetaţiei submerse abundente din Lacul Ştiucii. Speciile omnivore (obletele) şi cele detritivore (babuşca) au de asemenea condiţii bune de hrănire. Aceste specii numeroase asigură existenţa unui procent mare de specii carnivore (ştiuca sau bibanul) care au reprezentat 15% din biomasa Lacului Ştiucii (K.W. Battes şi Stoica, 2006). Cele 56 de exemplare piscicole de la care s-au prelevat stomacurile pentru analiză au avut o structură variată pe vîrste (fig. 85), cu predominanţa vîrstelor 3+ şi 4+ (3, respectiv 4 ani şi o vară). Vîrsta indivizilor s-a apreciat pe baza analizei probelor de solzi de la exemplarele colectate şi eşantionate (K.W. Battes şi Stoica, 2006).

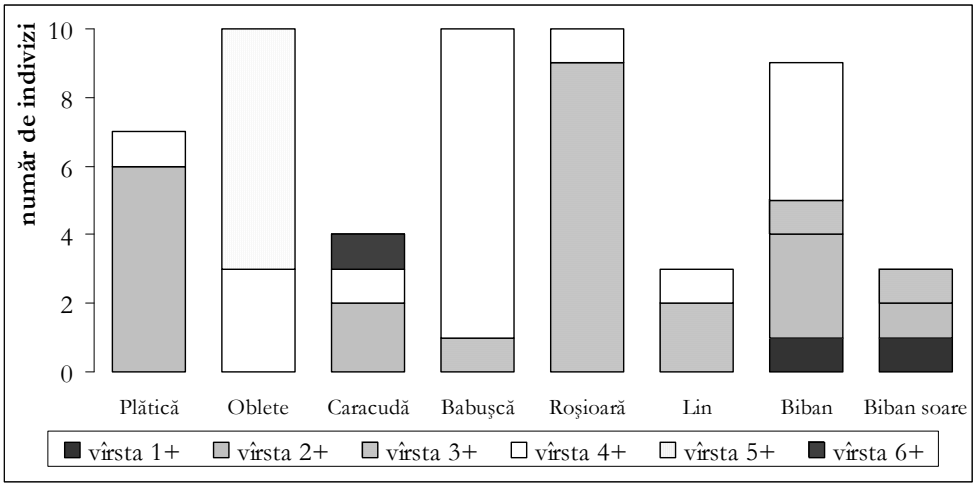


Fig. 85 Vîrsta indivizilor din cele opt specii de peşti capturate în Lacul Ştiucii, a căror conţinut stomacal a fost analizat în studiul de faţă

În ceea ce priveşte preferinţele de hrană ale speciilor de peşti capturate în Lacul Ştiucii în iulie 2004, în marea lor majoritate sunt specii omnivore, şi anume: omnivore / insectivore (plătica, linul, caracuda, bibanul-soare), omnivore / erbivore (roşioara), omnivore / detritivore (babuşca), omnivore / insectivore / planctivore (obletele) sau omnivore / insectivore / piscivore (bibanul). Plătica are o dietă formată din vegetaţie acvatică, larve de insecte, viermi, bivalve, gastropode, oligochete, polichete, amfipode, isopode, ostracode, icrele altor peşti, zooplancton (cladocere: *Alona*, *Bosmina, Diaphanosoma*, *Leydigia*, *Monospilus*, *Leptodora, Daphnia*; copepode: *Acanthocyclops, Cyclops, Eudiaptomus*) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003; Vinni şi colab., 2000). Obletele preferă resturi de plante, alge, larve şi pupe de insecte, insecte adulte mici, ostracode, zooplancton (rotifere: *Asplanchna*, *Brachionus*, *Keratella*; cladocere: *Bosmina*, *Alona*, *Chydorus*, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*, *Moina*, *Leptodora*, *Diaphanosoma*, *Sida*, copepode) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). Despre caracudă, literatura de specialitate precizează că se hrăneşte cu alge, detritus, ostracode, viermi, larve de diptere, chironomide, melci, zooplancton (cladocere: *Bosmina, Alona*, *Alonella, Camptocercus, Chydorus, Diaphanosoma*, *Limnosida*; copepode: *Eudiaptomus*) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). Babuşca preferă alge bentice, macrofite, larve şi pupe de insecte, oligochete, moluşte, zooplancton (cladocere: *Bosmina, Chydorus, Daphnia, Leptodora*) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). Roşioara este specializată pe resturi de plante, alge, viermi, nevertebrate mici, chironomide, zooplancton (cladocere: *Daphnia, Scapholeberis*) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; García-Berthou şi Moreno-Amich, 2000a; Greenhalgh, 2003). Linul este cunoscut ca avînd o dietă bazată pe vegetaţie acvatică, larve de insecte, insecte adulte, hirudinee, bivalve, gastropode, acarieni acvatici, amfipode, ostracode,

zooplancton (cladocere) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003; Maitland şi Campbell, 1992). Juvenilii de biban se hrănesc cu larve de insecte, viermi, zooplancton (cladocere şi copepode), pe cînd adulţii cu moluşte, amfipode, isopode, larve de insecte, juvenili şi icre de peşte, inclusiv din propria specie (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). În fine, bibanul -soare preferă larve de insecte, melci, ostracode, isopode, anelide, amfipode, juvenili şi icre de peşte, viermi, zooplancton (rotifere, cladocere: *Ceriodaphnia, Daphnia*; copepode: *Tropocyclops*) (Buşniţă şi Alexandrescu, 1971; Froese şi Pauly (red.), 2009; Garcia-Berthou şi Moreno-Amich 2000b).

În conţinuturile stomacale analizate au fost identificate numeroase grupe de organisme: alge, resturi de plante, rotifere, nematode, moluşte, acarieni acvatici, microcrustacee, ostracode, insecte, dar şi bucăţi de peşti. Identificarea şi numărarea acestor grupuri au fost îngreunate de fragmentarea lor uneori foarte pronunţată. Toate cele opt specii de peşti colectate din Lacul Ştiucii şi a căror stomacuri au fost analizate au consumat zooplancton. Procentajul stomacurilor cu zooplancton a depăşit 50% din totalul studiat pe specie pentru oblete, plătică, lin şi caracudă, în timp ce la biban s-a observat cel mai mic procent de stomacuri cu specii de crustacee planctonice: 11%.

Opt specii de microcrustacee planctonice au fost identificate în stomacurile analizate: 6 specii de cladocere (*Alona rectangula, Bosmina longirostris, Ceriodaphnia pulchella, Chydorus sphaericus, Daphnia cucullata* şi *Simocephalus vetulus*) şi două de copepode (*Mesocyclops leuckarti* şi *Thermocyclops crassus*). Au mai fost găsiţi copepodiţi şi bucăţi neidentificabile de copepode, acest grup fiind susceptibil fragmentării datorită particularităţilor morfologice. Nauplii nu au fost observaţi în nici un stomac analizat. Din cladocere s-au identificat femele partenogentice, organismele fiind în general bine conservate în stomacuri şi uşor de recunoscut. Tabelul 13 prezintă numărul de stomacuri cu speciile de microcrustacee

enunţate, alături de numărul mediu de indivizi de cladocere, copepode sau rotifere găsit în stomacurile ce au inclus zooplancton (cele fără nici un organism zooplanctonic nu au fost considerate).

Tabel 13 Numărul de stomacuri de peşte cu zooplancton (în paranteze: numărul mediu de indivizi/stomac; au fost considerate doar stomacurile cu zooplancton)

Zooplancton	**Specii de peşti**							
	p	**o**	**c**	**b**	**r**	**l**	**bi**	**bis**
CLADOCERE								
Alona rectangula	2(1,3)	-	2(9)	-	-	1(2)	-	-
Bosmina longirostris	-	7(8,7)	3(8,7)	-	-	-	1(22)	-
Ceriodaphnia pulchella	1(0,8)	6(3,7)	2(25)	1(0,5)	-	2(2,3)	1(7)	-
Chydorus sphaericus	4(4)	2(0,3)	1(49)	-	-	2(1,7)	0	-
Daphnia cucullata	2(0,8)	9(208,2)	2(0,7)	2(58)	2(2,5)	-	1(1)	-
Simocephalus vetulus	-	1(0,1)	1(0,3)	-	-	2(2,3)	-	-
COPEPODE								
Mesocyclops leuckarti	-	1(0,1)	1(2,3)	-	-	1(1,7)	1(16)	1(1)
Thermocyclops crassus	-	3(0,3)	2(3)	-	-	-	1(18)	-
copepodiţi	1(0,3)	1(0,1)	2(3,3)	-	-	1(0,7)	1(1)	-
copepode bucăţi	3(1,8)	3(0,9)	1(11,7)	-	-	2(1,7)	1(29)	-
ROTIFERE	-	1(0,1)	-	-	-	-	-	-
Total stomacuri cu zooplancton	***4***	***9***	***3***	***2***	***2***	***3***	***1***	***1***
Total stomacuri analizate	***7***	***10***	***4***	***10***	***10***	***3***	***9***	***3***

p – plătică; **o** – oblete; **c** – caracudă; **b** – babuşcă; **r** – roşioară; **l** – lin; **bi** – biban; **bis** – biban-soare

Rezultatele privitoare la prezenţa organismelor zooplanctonice în conţinutul stomacal al celor opt specii de peşti colectate din Lacul Ştiucii sunt în cooncordanţă cu datele din literatura de specialitate. Plătica este un peşte bentivor, preferînd zonele adînci cu apă stagnantă (Greenhalgh, 2003), motiv pentru care în stomacurile analizate organismele zooplanctonice nu au fost găsite în număr mare (tabel 13). Totuşi, patru specii de cladocere au fost identificate, de talie mică şi mijlocie, alături de stadii preadulte de copepode (fig. 86), preponderent fiind cladocerul *Chydorus sphaericus*. Obletele, pe de altă parte, este cunoscut în literatura de specialitate ca fiind o specie ce se hrăneşte

cu zooplancton şi nu numai. Astfel, cel mai mare număr de indivizi de *Daphnia cucullata* a fost identificat în cele 9 din 10 stomacuri de oblete (tabel 13, fig. 86), ajungînd chiar pînă la 671 de indivizi număraţi. Celelalte grupe de zooplancton au fost prezente în număr mai mic, mai puţin cladocerul *Alona rectangula*, care nu s-a regăsit în stomacurile analizate. Interesant este că obletele este singura specie colectată din Lacul Ştiucii în stomacurile căreia s-au identificat rotifere, observaţie care concordă cu datele din literatură. Caracuda este descrisă ca fiind preponderent bentivoră, dar cu posibilitatea de a-şi completa dieta cu zooplancton din pelagial în anotimpul estival (Greenhalgh, 2003). În consecinţă, toate grupurile de microcrustacee au fost identificate în stomacurile de caracudă, cele mai numeroase fiind cladocerele de talie mică (tabel 13). Şi copepodele au fost relativ bine reprezentate, însă indivizii observaţi au fost destul de striviţi şi fragmentaţi, probabil datorită digestiei. Babuşca se hrăneşte atît cu organisme bentonice cît şi zooplanctonice, însă doar două specii de cladocere de talie mijlocie au fost identificate în stomacurile analizate din Lacul Ştiucii (tabel 13). *Daphnia cucullata* a fost cea mai abunentă specie, atingînd chiar 105 indivizi (cu o medie de 58 de indivizi/stomac). Şase din cele zece stomacuri de babuşcă au fost infectate cu *Ligula intestinalis* (Plathelminthes, Cestoda).

În stomacurile de roşioară a fost prezentă doar *Daphnia cucullata*, în număr foarte mic, deoarece această specie de peşte este în principal erbivoră. Stomacurile de lin, specie descrisă ca fiind principal bentivoră (Greenhalgh, 2003), au inclus majoritatea speciilor de microcrustacee zooplanctonice, dar în număr redus. Cladocerul de talie mare *Simocephalus vetulus* a înregistrat cele mai mari valori. Toate stomacurile de lin au fost infectate cu trematode (Plathelminthes, Trematoda), intensitatea infecţiei variind între 94 şi 119 indivizi / gazdă. În cazul bibanului, doar 1 stomac din 9 a inclus zooplancton, cel al individului cu vîrsta 1+, deoarece adulţii trec de la dieta plactivoră,

specifică juvenililor, la cea piscivoră. Copepodele au fost bine reprezentate în stomacul de biban (tabel 13, fig. 86). Doar un individ din copepodul *Mesocyclops leuckarti* (♀) a putut fi identificat în stomacul de biban-soare, de asemenea un peşte principal piscivor (fig. 86).

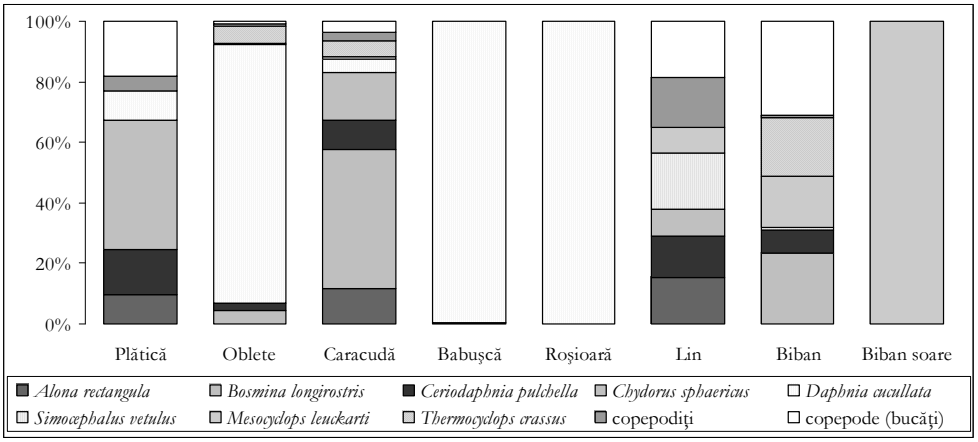


Fig. 86 Procentul grupelor de microcrustacee planctonice din dieta celor opt specii de peşti capturate în Lacul Ştiucii

Pentru estimarea preferinţelor de hrană în ceea ce priveşte speciile de microcrustacee planctonice, s-au calculat doi indici de măsurare a selectivităţii hranei: indicele de selecţie **w** şi indicele **α** al lui Manley pentru populaţii-pradă constante. Principiul de bază care stă la baza aplicării ambilor indici este compararea disponibilităţii în mediu a unei resurse de hrană cu utilizarea ei de către speciile-prădătoare studiate. În cazul studiului de faţă, densitatea în mediu a speciilor de microcrustacee zooplanctonice considerate a fost calculată ca media dintre valorile de densitate pentru anotimpul de vară 2004 (lunile iunie, iulie şi august 2004), datele fiind exprimate în indivizi per litru. Utilizarea speciilor zooplanctonice de către ihtiofaună a fost estimată prin cuantificarea numărului de indivizi găsiţi în stomacurile peştilor colectaţi din Lacul Ştiucii. Ambii indici folosesc aceeaşi măsură pentru ilustrarea preferinţei sau a evitării

unei categorii de hrană: se raportează proporţia speciilor din dietă la proporţia lor din mediu. Indicele de selecţie **w** foloseşte doar o categorie de hrană, în timp ce indicele **α** al lui Manley ţine cont de toate categoriile de hrană ale unui prădător, rezultatele acestui ultim indice fiind mai clar interpretabile şi mai exacte. Pentru plătică, valorile indicelui Manley au arătat preferinţa acestui peşte pentru specii de cladocere de talie mică: *Chydorus sphaericus* pe primul loc şi *Alona rectangula* pe al doilea (tabel 14). Indicele de selecţie **w** include şi specia *Ceriodaphnia pulchella* printre preferinţe, aceste aspecte fiind reflectate şi de procentele mari realizate de aceste trei cladocere în stomacurile de plătică analizate (fig. 86). La oblete, singurul peşte cu adevărat planctivor din cele colectate în Lacul Ştiucii, se observă preferinţa pentru specii de talie mai mare, deşi pe primul loc se situează tot specia de dimensiuni mici *Chydorus sphaericus* (tabel 14), urmată totuşi în ierarhia preferinţelor de *Daphnia cuculata*, specie de dimensiuni mai mari, indicele de selecţie **w** arătînd ca preferată şi specia de talie mare *Simocephalus vetulus*. Aceste preferinţe de hrană nu se regăsesc în compoziţia procentuală a stomacurilor de oblete (fig. 86), *C. sphaericus* înregistrînd un procent mult mai mic decît al speciei *D. cucullata*, care domină din punct de vedere al numărului de indivizi număraţi în stomacuri. Explicaţia rezidă din faptul că ambii indici reflectă în primul rînd diferenţele dintre cantitatea din mediu şi cantitatea din dietă a speciilor de microcrustacee, *C. sphaericus* înregistrînd densităţi mici în mediu, dar regăsindu-se totuşi în stomacurile analizate.

Tabel 14 Sinteza speciilor de microcrustacee care reprezintă categorii de hrană pentru cele opt specii de peşti analizate; în chenar: categoriile de hrană preferate conform indicelui de selecţie **w** (linie simplă) şi a indicelui **α** a lui Manley – linie îngroşată)

SPECII DE PEŞTI	SPECII DE MICROCRUSTACEE PLANCTONICE							
	Alona rectangula	*Bosmina longirostris*	*Ceriodaphnia pulchella*	*Chydorus sphaericus*	*Daphnia cucullata*	*Simocephalus vetulus*	*Mesocyclops leuckarti*	*Thermocyclops crassus*
plătică		-				-	-	-
oblete	-							
caracudă								
babuşcă	-	-		-		-	-	-
roşioară	-	-	-	-		-	-	-
lin		-			-			-
biban	-			-		-		
biban-soare	-	-	-	-	-	-		-

În cazul caracudei, tot speciile de cladocere mici sunt preferate conform indicelui Manley: *Chydorus sphaericus* şi *Alona rectangula* (tabel 14), alături de speciile mai mari *Ceriodaphnia pulchella, Simocephalus vetulus* şi copepodul *Mesocyclops leuckarti* (după indicele de selecţie **w**). Pentru babuşcă, din cele două specii de cladocere identificate în stomacurile analizate, doar *Daphnia cucullata* a fost categorisită de ambii indici ca fiind preferată (tabel 14). La roşioară (peşte

principal erbivor) şi la biban soare (principal piscivor) indicii au arătat că nu există hrănire selectivă pentru nici o specie de microcrustacee zooplanctonice.

În ceea ce priveşte linul, alături de speciile de talie mică (*Alona rectangula* şi *Chydorus sphaericus*), indicele Manley a încadrat-o la preferate şi pe *Simocephalus vetulus*, specie de dimensiuni mari, macrofitofilă, ce preferă zonele cu macrofite submerse dar şi fundul fără vegetaţie din preajma macrofitelor. Datorită modului de hrănire al linului, care răscoleşte sedimentele bentonice, includerea lui *S. vetulus* la preferinţele de hrană nu este deloc surprinzătoare, aspect ilustrat şi de procentul relativ mare în care au fost prezenţi indivizii acestei specii în stomacurile analizate (fig. 86). Pe lîngă aceste specii de cladocere, indicele de selecţie **w** a mai inclus şi pe *Ceriodaphnia pulchella* şi *Mesocyclops leuckarti* printre preferinţele de hrană ale linului (tabel 14).

În stomacul bibanului cu vîrsta de un an şi o vară (1+), singura specie indicată ca fiind preferată de indicele Manley a fost copepodul *Mesocyclops leuckarti* (tabel 14), însă indicele de selecţie **w** include şi cladocerele *Bosmina longirostris, Ceriodaphnia pulchella* şi copepodul *Thermocyclops crassus*, preponderente fiind în cazul acesta copepodele şi nu cladocerele.

Analizînd preferinţele de hrană ale celor opt specii de peşti din Lacul Ştiucii, se poate observa selectivitatea peştilor pentru speciile zooplanctonice de talie mijlocie şi mare: *Ceriodaphnia pulchella, Daphnia cucullata, Simocephalus vetulus* sau *Mesocyclops leuckarti*, aspect ce confirmă faptul că peştii vînează preponderent indivizii mari din comunitatea de zooplancton (Werner, 1974; Lampert, 1987 etc.). Totuşi, speciile de cladocere mici *Alona rectangula* şi *Chydorus sphaericus* au fost desemnate, conform indicilor de selectivitate consideraţi, drept categoriile de hrană preferate la toate speciile în a căror conţinut stomacal au fost prezente. Acest rezultat poate fi dramatic influnţat de faptul că în mediu densitatea acestor specii a fost extrem de mică în lunile de vară analizate (0,0183 ind./L pentru prima specie şi 0,0178 ind./L pentru a

doua), ceea ce se reflectă în comparaţiile ce stau la baza indicilor de peferinţă a hranei. Astfel, dacă numărul de indivizi din mediu la o specie este mic, dar totuşi ea apare în dieta speciilor prădătoare, indicii folosiţi indică o preferintă crescută, fapt ce poate denatura într-o oarecare măsură rezulatele reale.

8. MICROCRUSTACEELE PLANCTONICE CA INDICATORI AI SAPROBITĂȚII ŞI TROFICITĂȚII BAZINELOR ACVATICE STUDIATE

Includerea zooplanctonului în studiile de estimare a stării ecologice a bazinelor acvatice generează o imagine completă a calităţii apei din ecosistemele respective, deoarece reprezintă o importantă verigă de legătură în lanţurile trofice lentice, organismele din aceste comunităţi fiind atît principalii consumatori de alge, detritus şi bacterii, dar şi hrană pentru organismele prădătoare vertebrate (peşti) şi nevertebrate. O monitorizare continuă, de lungă durată a zooplanctonului este extrem de utilă pentru identificarea schimbărilor în compoziţia sa pe specii, care de obicei rămîne constantă în timp, orice modificare putînd să reflecte dezechilibre în ceea ce priveşte calitatea apei. Întreaga structură a prezentului studiu s-a bazat pe comparaţia dintre cele două bazine studiate: Lacul Ştiucii, considerat a fi prototipul lacului natural "martor", fără impact antropic major; şi iazul piscicol Ţaga Mare, puternic afectat datorită creşterii intensive a peştilor, scopul principal de funcţionare al acestui ecosistem. Termenul de "stare ecologică" în cazul bazinelor acvatice lentice (sinonim întrucîtva cu termenul de "calitate a apei" folosit în special la ecosistemele lotice) se referă în principal la două mari aspecte: saprobitatea şi troficitatea.

Saprobitatea, ce reflectă cantitatea de materie organică nedegradată din ecosistem, poate fi ilustrată de speciile de microcrustacee zooplanctonice (tabel 15). În orice bazin acvatic există cîteva specii de cladocere şi copepode comune, întîlnite cu frecvenţă mare şi cu biomasă ridicată, şi numeroase alte specii sporadice, ce apar rar în comunitatea zooplanctonică şi de obicei ating

valori mici de biomasă. Cele cinci specii comune de crustacee planctonice din Lacul Ştiucii, considerate astfel din punctul de vedere al densităţilor înregistrate în datele de prelevare (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella, Daphnia cucullata, Cyclops vicinus* şi *Thermocyclops crassus)* sunt cunoscute în literatura de specialitate ca indicînd ape relativ curate din punct de vedere al cantităţii de materie organică rămasă nedescompusă (oligosaprobe - β mezosaprobe). În Ţaga Mare, conform aceluiaşi criteriu, speciile comune au fost *Bosmina longirostris*, *Cyclops vicinus* şi *Thermocyclops oithonoides,* specii ce se dezvoltă tot în bazine cu o cantitate relativ mică de substanţă organică în descompunere. Totuşi, dintre speciile ce au realizat densităţi mari în iazul Ţaga Mare, cladocerul *Moina brachiata* indică ape cu multă materie organică nedescompusă: de la β mezosaprobe pînă la polisaprobe. Indicele saprob, calculat după formula lui Zelinka şi Marvan (1961) a avut valoarea 1,57 pentru Lacul Ştiucii (arătînd o poluare redusă) şi 1,8 pentru Ţaga Mare (poluare moderată). Aceste valori ale indicelui de saprobitate sunt doar orientative, din cel puţin două motive: în primul rînd nu toate speciile prezente au o valoare indicatoare saprobă (Sládeček, 1973) şi în al doilea rînd, indicele se bazează pe aprecierea frecvenţei de apariţie a speciilor în probe, fără să ia în calcul şi biomasa realizată de acestea atunci cînd apar.

Din punct de vedere al **troficităţii** bazinelor acvatice, cu importanţă particulară pentru lucrarea de faţă este relaţia dintre structura şi caracteristicile zooplanctonului, pe de o parte şi nivelul trofic al bazinelor acvatice studiate (măsura proceselor de eutrofizare cauzate de fitoplancton), pe de altă parte. Din datele sintetizate din literatura de specialitate (tabel 15) se observă că majoritatea speciilor comune din Lacul Ştiucii se dezvoltă cu precădere în ape mezo-eutrofe (*Daphnia cucullata, Cyclops vicinus, Thermocyclops crassus*), pe cînd speciile de cladocere şi copepode din iazul Ţaga Mare preferă în majoritatea lor apele eutrofe (*Bosmina longirostris, Moina brachiata, Daphnia galeata*).

Tabel 15 Lista speciilor de microcrustacee zooplanctonice din Lacul Ştiucii şi iazul piscicol Ţaga Mare, nivelul saprobic indicat şi caracteristicile trofice ale biotopurilor preferate

Specii	Nivel saprobic / caracteristici trofice	Autor(i)
CLADOCERE		
Alona rectangula	oligosaprob**;** biotop preferat: ape eutrofe limpezi	1; 3
Bosmina longirostris	oligosaprob → β mezosaprob**;** biotop preferat: masa apelor mici eutrofe nepoluate	1; 2; 3
Ceriodaphnia pulchella	oligosaprob → β mezosaprob**;** biotop preferat: zonele limpezi ale apelor eutrofe cu macrofite	1; 3
Chydorus sphaericus	β mezosaprob; se găseşte în toate tipurile de ape	1; 2; 3
Daphnia cucullata	oligosaprob → β mezosaprob**;** biotop preferat: ape eutrofe, dar poate fi predominantă şi în lacurile mezotrofe	1; 2; 3; 4
Daphnia galeata	oligosaprob → β mezosaprob; biotop preferat: lacuri eutrofe; iazuri îngrăşate pentru piscicultură	2; 3
Diaphanosoma orghidani	-	-
Graptoleberis testudinaria	oligosaprob → β mezosaprob	1; 3
Ilyocryptus sordidus	β mezosaprob	1
Leydigia acanthocercoides	oligosaprob → β mezosaprob	1
Moina brachiata	β mezosaprob → α mezosaprob → polisaprob; biotop preferat: ape mici eutrofe	1; 2; 3
Pleuroxus aduncus	oligosaprob	1; 3
Pleuroxus laevis	-	-
Scapholeberis mucronata	oligosaprob → slab β mezosaprob	1; 2
Simocephalus vetulus	oligosaprob → β mezosaprob	1; 2; 3
COPEPODE		
Acanthocyclops cf. *vernalis*	β mezosaprob; se regăseşte în ape de tipuri diferite	1; 5
Cryptocyclops bicolor	cosmopolit	6
Cyclops vicinus	β mezosaprob; biotop preferat: pelagialul lacurilor mezo- şi eutrofe	1; 5; 6; 7
Eucyclops macruroides	oligosaprob; trăieşte în ape cu caractere diferite	1; 5; 6
Eucyclops serrulatus	β mezosaprob; cosmopolit, trăieşte în special în ape curate	1; 6
Macrocyclops albidus	β mezosaprob; trăieşte în condiţii foarte variate	1; 5; 6
Macrocyclops distinctus	oligosaprob; cosmopolit, ape de la şes	1; 6
Megacyclops viridis	β oligosaprob	1; 6
Mesocyclops leuckarti	oligosaprob; trăieşte în ape cu caracter diferit	1; 5; 6
Thermocyclops crassus	oligosaprob; biotop preferat: planctonul lacurilor eutrofe şi mezotrofe	5; 6
Thermocyclops oithonoides	oligosaprob	1; 6

1 - Sládeček, 1973; 2 - Negrea, 1983a; 3 - Negrea, 2002; 4 - Smakulska şi Gorniak, 2004; 5 -Damian-Georgescu, 1963; 6 - Pleşa şi Müller, 2002; 7 - Hansen şi Santer, 2003

Dintre **indicii biotici** puţin numeroşi ce iau în considerare comunitatea de zooplancton şi în particular pe cea a microcrustaceelor planctonice, singurul care s-a pretat calculării a fost raportul dintre densitatea cladocerelor mari (C_l) şi densitatea tuturor speciilor de cladocere (C_t) (Moss şi colab., 2003, din Török şi colab., 2008). Pentru ambele bazine acvatice studiate, cladocerele mari au fost considerate cele ale căror lungime a depăşit 700 µm, măsurată conform metodei descrise în Culver şi colab. (1985). Pentru Lacul Ştiucii (staţia **S1**) au fost definite două specii de cladocere mari*: Daphnia cucullata* şi *Simocephalus vetulus,* ca şi pentru iazul Ţaga Mare: *Daphnia galeata* şi *Diaphanosmoa orghidani*. Raportul C_l/C_t a înregistrat valoarea de 0,299 pentru Lacul Ştiucii, indicînd stare ecologică moderată, pe cînd pentru iazul Ţaga Mare valoarea atinsă a fost de 0,021, arătînd stare ecologică proastă. O altă modalitate de a analiza rezultatele acestui indice biotic ar putea fi aceea că speciile de talie mică devin din ce în ce mai abundente şi dominante în detrimentul celor de talie mare atunci cînd eutrofizarea creşte, ipoteză emisă de Hillbricht-Ilkowska (1977) şi confirmată în cazul celor două bazine acvatice considerate în lucrarea de faţă.

9. CONCLUZII

Sintetizînd datele referitoare la comunităţile de microcrustacee planctonice din Lacul Ştiucii şi din iazul piscicol Ţaga Mare, se pot puncta următoarele concluzii:

- În ceea ce priveşte **parametrii fizico-chimici** măsuraţi în cele două bazine acvatice, Lacul Ştiucii prezintă un model general de variaţie a temperaturii specific lacurilor dimictice din zona temperată, cu circulaţie de primăvară şi toamnă şi cu două faze de stratificare termică, acelaşi tipar de variaţie fiind observat şi în Ţaga Mare, însă cu amplitudini mult mai mici. Variaţia cantităţii de oxigen dizolvat din Lacul Ştiucii a avut în marea majoritate a cazurilor un mers descendent de la suprafaţă spre adîncime, cu orizonturile de peste 4 - 5 m caracterizate de condiţii de hipoxie în cele mai multe date de prelevare. În Ţaga Mare se păstrează aceeaşi variaţie descendentă de la suprafaţă spre adîncime. Majoritatea valorilor pH-ului măsurate în Lacul Ştiucii s-au încadrat în intervalul 7 - 8, neexistînd diferenţe foarte mari de la o adîncime la alta. În iazul Ţaga Mare valorile pH-ului au fost mai mari, alcaline. În cele două bazine acvatice analizate se observă aceeaşi modificare a valorilor conductivităţii şi salinităţii în funcţie de anotimp, respectiv valori similare de la suprafaţă spre adîncime primăvara şi toamna, creşteri spre hipolimnion iarna şi descreşteri vara. Valorile concentraţiei de azot total măsurat în Lacul Ştiucii nu a depăşit în majoritatea datelor de prelevare 1000 µg/L, înregistrînd totuşi un maxim în august şi septembrie 2004, ce a fost încadrat de două maxime de dezvoltare a zooplanctonului total

în mai şi octombrie 2004. Valorile azotului total măsurate în iazul piscicol Ţaga Mare pentru perioada septembrie 2003 - august 2004 au fost mult mai mari comparativ cu cele din Lacul Ştiucii.

- **Analiza compoziţiei calitative a comunităţii de microcrustacee planctonice** din cele două bazine acvatice a dus la identificarea unui total de 26 de specii de cladocere şi copepode ciclopide în perioada mai 2003 - aprilie 2005, 19 specii doar în Lacul Ştiucii, 12 specii doar în iazul Ţaga Mare şi 5 specii în ambele. Comparînd rezultatele obţinute în studiul de faţă cu literatura de specialitate disponibilă, putem considera ca nou citate pentru Lacul Ştiucii patru specii de cladocere (*Simocephalus vetulus, Graptoleberis testudinaria, Pleuroxus aduncus* şi *Pleuroxus laevis*) şi şase de copepode ciclopide (*Eucyclops macruroides, E. serrulatus, Macrocyclops albidus, M. distinctus, Cryptocyclops bicolor* şi *Megacyclops viridis*). În mod similar, patru specii de cladocere *(Diaphanosoma orghidani, Ceriodaphnia pulchella, Leydigia acanthocercoides* şi *Ilyocryptus sordidus)* şi două specii de copepode ciclopide *(Cyclops vicinus* şi *Thermocyclops oithonoides)* sunt la prima citare pentru iazul Ţaga Mare.

- **Dinamica densităţii** întregii comunităţi de zooplancton din Lacul Ştiucii concordă cu datele din literatura de specialitate, ce arată un maxim de dezvoltare vara şi un minim iarna. De asemenea, la două staţii din trei în Lacul Ştiucii s-au pus în evidenţă două maxime sezoniere a densităţii numerice pentru zooplanctonul total (rotifere, cladocere şi copepode), primăvara şi toamna, similar cu literatura de specialitate. Dinamica speciilor de cladocere din Lacul Ştiucii se încadrează în trăsăturile descrise în literatura de specialitate, cele mai mari procente fiind înregistrate la toate cele trei staţiile în luna mai 2003/2004. Vîrfurile

de dezvoltare din lunile noiembrie, decembrie şi ianuarie pot fi puse pe seama speciilor perene. Copepodele au fost prezente în procentaje crescute în toate datele de prelevare în Lacul Ştiucii, mai ales datorită naupliilor şi copepodiţilor. Aceste procente au devenit dominante în lunile de iarnă şi primăvară. În Ţaga Mare, cele mai mari procente atinse de comunitatea de cladocere s-au înregistrat în lunile reci, noiembrie 2003 şi ianuarie 2004, datorîndu-se speciilor perene, în timp ce procentul cel mai mare înregistrat de copepode a fost vara, în august 2004.

Pe baza valorilor de densitate şi a frecvenţei de apariţie, au fost definite cinci specii comune în Lacul Ştiucii (trei de cladocere: *Bosmina longirostris, Ceriodaphnia pulchella, Daphnia cucullata* şi două de copepode: *Cyclops vicinus, Thermocyclops crassus*) şi trei specii comune în iazul Ţaga Mare (una de cladocere: *Bosmina longirostris* şi două de copepode: *Cyclops vicinus; Thermocyclops oithonoides*). Speciile *Bosmina longirostris* şi *Daphnia cucullata* sunt specii perene, găsite şi sub pod de gheaţă, pe cînd *Ceriodaphnia pulchella* este o specie „estivală", absentă iarna, ca şi copepodul *Thermocyclops crassus*. *Cyclops vicinus,* dimpotrivă, preferă apele reci, astfel că realizează densităţile maxime de toamna pînă primăvara devreme. În iazul Ţaga Mare, cele două specii comune de copepode îşi alternează de asemenea ciclul de viaţă, *Thermocyclops oithonoides* dezvoltînd densităţi mari vara iar *C. vicinus* din nou iarna, pe cînd cladocerul *Bosmina longirostris* se dezvoltă cu precădere în lunile reci. **Variaţia biomasei speciilor de microcrustacee planctonice** a urmat îndeaproape variaţia densităţii.

- Analizînd **preferinţele de hrană ale speciilor de peşti** din Lacul Ştiucii, se poate observa selectivitatea speciilor zooplanctonice de talie mijlocie şi mare: *Ceriodaphnia pulchella, Daphnia cucullata, Simocephalus vetulus* sau *Mesocyclops leuckarti*. La plătică, oblete, caracudă, babuşcă, lin şi

biban s-au putut pune în evidenţă preferinţe pentru anumite specii de microcrustacee, în timp ce la roşioară şi biban-soare nu a putut fi ilustrată hrănirea selectivă.

- În ceea ce priveşte **estimarea stării ecologice a celor două bazine acvatice**, rezultatele obţinute confirmă premisa de la care s-a plecat în studiul de faţă, aceea că Lacul Ştiucii poate reprezenta prototipul bazinului puţin afectat de impactul antropic.

- **Lucrarea de faţă reprezintă un studiu comparativ al caracteristicilor comunităţii de microcrustacee planctonice şi a parametrilor ce o influenţează din două bazine acvatice diferite. Deşi s-a încercat aplicarea unei abordări holiste, de integrare a cît mai multe compartimente ale ecosistemelor studiate, multe probleme nu au fost luate în considerare, dar ar putea să îşi găsească o rezolvare în studii ulterioare. În fine, deşi zooplanctonul a căzut în "disgraţia" celor ce realizează monitorizarea bazinelor acvatice continentale (datorită noilor directive legislative europene), el reprezintă o componentă ce nu ar trebui trecută cu vederea în studii complete ale ecosistemelor acvatice. Ar fi foarte interesant de verificat veridicitatea conceptului de biomanipulare pe un bazin acvatic afectat, aşa cum este iazul piscicol Ţaga Mare, pentru realizarea acestui deziderat fiind necesare date despre parametrii mediului abiotic, structura calitativă, interrelaţiile dintre verigile lanţurilor trofice etc., informaţii ce se regăsesc şi în studiul de faţă**.

10. BIBLIOGRAFIE

1. Åberg, B., Rodhe, W., 1942, *Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen*, Symbol. Bot. Upsalien, **5**(3), 1-256
2. Baciu, N., 2004, *Cîmpia Transilvaniei: studiu geoecologic*, Teză de doctorat, Universitatea "Babeş-Bolyai", Facultatea de Geografie, Cluj-Napoca
3. Barnes, R.S.K., 1980, *The unity and diversity of aquatic systems*, în: Barnes, R.S.K., Mann, K.H. (red.), Fundamentals of aquatic ecosystems, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 5-23
4. Barnhisel, D.R., 1991, *The caudal appendage of the cladoceran Bythotrephes cederstroemi as defense against young fish*, J. Plankton Res., **13**, 529–537
5. Battes, K.P., Battes, K.W., Stoica, I., 2005, *The occurence of zooplanktonic microcrustaceans in the diet of natural fish populations from Lake Ştiucii (Natural Reserve, Cluj County)*, St. Cercet. Şt., Biol., Univ. Bacău, **10**, 95-100
6. Battes, K.W., Stoica, I., 2006, *Ihtiofauna din Lacul Ştiucii*, în: Battes, K.P. (red.), Lacul Ştiucii: Studiu monografic, Ed. Casa Cărţii de Ştiintă, Cluj Napoca, 67-77
7. Battes, K.W., Măzăreanu, C., Pricope, F., Cărăuş, I., Marinescu, V., Rujinschi, R, 2003, *Producţia şi productivitatea ecosistemelor acvatice*, Ed. Ion Borcea, Bacău, 1-339
8. Bird, D.F., Prairie, Y.T., 1985, *Practical guidelines for the use of zoolankton length-weight regression equations*, J. Plankton Res., **7**(6), 955-960
9. Blumenshine, S.C., Hambright, K.D., 2003, *Top-down control in pelagic systems: a role for invertebrate predation*, Hydrobiologia, **491**, 347-356
10. Boişteanu, T., 1974, *Date cu privire la zooplanctonul unor mlaştini din comuna Poiana Stampei*, Anal. Şt. Univ. "A.I. Cuza" Iaşi, Biol., **20**(2), 331-337
11. Botnariuc, N., 1974, *Biologie generală*, Ed. Didactică şi Pedagogică, Bucureşti
12. Botnariuc, N., 1999, *Evoluţia sistemelor biologice supraindividuale*, Ed. Universităţii din Bucureşti, 1-256
13. Botnariuc, N., Damian, A., Anastasiu, C., Spătaru, P., 1957, *Contribuţie la studiul hidrobiologic al lacului Cîlcescu*, Bul. Şt. Secţ. Biol. (Ser. Zool.), Acad. R.P.R., **IX**(2), 185-194
14. Botoşăneanu, L., Por, F., 1957, *Cercetări hidrobiologice asupra izvoarelor din bazinul Arieşurilor* (II), Bul. Şt. Secţ. Biol. (Ser. Zool.), Acad. R.P.R., **IX**(I), 49-66
15. Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbright-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T., 1976, *A review of some problems in zooplankton production studies*, în: Zooplankton production studies, Contribution from the Plankton Ecology Group (IBP), 419-456
16. Boxshall, G.A., Defaye, D., 2008, *Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater*, Hydrobiologia, **595**, 195-207
17. Brandl, Z., 2005, *Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey*, Hydrobiologia, **546**, 475–489
18. Brandl, Z., Fernando, C. H., 1981, *The impact of predation by cyclopoid copepods on zooplankton*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **21**, 1573 -1577
19. Brendelberger, H., Herbeck, M., Lang, H., Lampert, W., 1986, *Daphnia's filters are not solid walls*, Arch. Hydrobiol., **107**, 197-202

20. Brönmark, C., Hansson, L.A., 1998, *Biology of Habitats: The Biology of Lakes and Ponds*, Oxford University Press, Oxford, England
21. Brooks, J.L., 1968, *The effects of prey size selection by lake planktivores*, Syst. Zool., **17**, 272–291
22. Brooks, J.L., Dodson, S.I., 1965, *Predation, body size, and composition of plankton*, Science, **150**, 28-35
23. Buikema, A.J., 1973, *Some effects of light on the growth, molting, reproduction and survival of the Cladoceran Daphnia pulex*, Hydrobiologia, **41**(3), 391-418
24. Burgis , M.J., 1974, *Revised estimates for the biomass and production of zooplankton in Lake George, Uganda*, Freshwat. Biol., **4**, 535-541
25. Burns, C.W., 2000, *Crowding-induced changes in growth, reproduction and morphology of Daphnia*, Freshwat. Biol., **43**, 19-29
26. Buşniţă, T., Alexandrescu, I., 1971, *Atlasul peştilor din apele R.S. România*, Ed. 2, Ed. Ceres, Bucureşti, 1-132
27. Butorina, L.G., 1986, *On the problem of aggregation of planktonic crustacean* (*Polyphemus pediculus* (L.), *Cladocera*), Arch. Hydrobiol., **105**, 355-386
28. Carter, J.C.H., 1974, *Life cycles of three limnetic copepods in a beaver pond*, J. Fish. Res. Bd. Can., **31**, 421-434
29. Chappuis, P.A., 1923, *Nouveaux Copépodes cavernicoles des genres Cyclops et Canthocamptus*, Bul. Soc. Şt. Cluj, **I**(4), 584-590
30. Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (red.), 1998, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, Ed. 20, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, United Book Press Inc., Baltimore
31. Cole, G.A., 1983, *Textbook of limnology*, Ed. 3, The C.V. Mosby Company, London, 1-370
32. Cosmovici, L.C., 1900, *Contribution à l'étude de la faune de la Roumanie*, Bull. Soc. Zool. France (Paris), **25**, 153-163
33. Cosmovici, L.C., 1901, *Contribution a l'étude dela faune de la Roumanie*, Ann. Sci. Univ. Jassy, **I**(4), 301-308
34. Cottingham, K.L., Glaholt, S., Brown, A.C., 2004, *Zooplankton community structure affects how phytoplankton respond to nutrient pulses*, Ecology, **85**(1), 158-171
35. Cristea, V., Başnou, C., Puşcaş, M., 2009, *Flora şi vegetaţia*, în: Mârza, I. (red.), Monografia Comunei Ţaga, Primăria comunei Ţaga şi Ioan Mârza, Cluj-Napoca, 82-90
36. Crumpton,W.G., Wetzel, R.G., 1982, *Effects of differential growth and mortality in the seasonal succession of phytoplankton populations in Lawrence Lake*, *Michigan*, Ecology, **63**, 1729-1739
37. Culver, D.A., Boucherle, M.M., Bean, D.J., Fletcher, J.W., 1985, *Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions,* Can. J. Fish. Aquat. Sci., **42**, 1380-1390
38. Daday, E., 1882, *Adatok Kolozsvár és környéke Crustacea-fauná-jának ismeretéhez*, Orv. Természett., Ért., **4**(3), 211-258
39. Daday, E., 1884, *Catalogus Crustaceorum faunae Transylvaniae*, Orv. Természett., Ért., **6**(2), 161-187
40. Daday, E., 1892, A *mezőségi tavak microskópos állatvilága*, Term. Füzet., Budapest, **15**, 1-39, 166-207
41. Daday, E.,1897, A *magyarországi tavak halainak természetes tápláléka*, Mag. Természett. Árs, Budapest, 1-481
42. Daday, J., 1900, *Crustacea*, în: Fauna Regni Hungariae, Budapest, **III**, 4
43. Damian-Georgescu, A., 1963, *Crustacea, Copepoda, Fam. Cyclopidae (forme de apă dulce)*, în: Fauna R.P.R., **IV** (6), Ed. Acad. R.P.R., Bucureşti, 1-205

44. David, A., 2008, *Ecologia populaţiilor de păsări din Câmpia Fizeşului*, Teză de doctorat, Universitatea "Babeş-Bolyai", Facultatea de Biologie şi Geologie, Cluj-Napoca, 1-224
45. Dawidowicz, P., Gliwicz, Z.M., 1987, *Biomanipulation, III. The role of direct and indirect relationship between phytoplankton and zooplankton*, Wiadomosci Ekolog., **33**, 259-277
46. Dawidowicz, P., Pijanowska, J., 1991, *Competitive interactions between cladocerans and rotifers: an experimental study*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **24**, Stuttgart, 917-920
47. DeMott, W.R., 1986, *The role of taste in food selection by freshwater zooplankton*, Oecologia, **69**, 334–340
48. Dodson, S.I., Grishanin, A.K., Gross, K, Wyngaard, G.A., 2003, *Morphological analysis of some cryptic species in the Acanthocyclops vernalis species complex from North America*, Hydrobiologia, **500**, 131–143
49. Dumont, H.J., Negrea, Ş., 2002, *Branchiopoda*, Backhuys Publishers, Leiden, 1-398
50. Dumont, H.J., van de Velde, I., Dumont, S., 1975, *The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters*, Oecologia (Berl.), **19**, 75-97
51. Dussard, B., Defaye, D., 2001, *Introduction to the Copepoda*, Ed. 2, Backhuys Publishers, Leiden, 1-344
52. Dussart, B., Defaye, D., 2006, *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland Water, II. Cyclopiformes*, Backhuys Publishers, Leiden, 1-354
53. Echim, A., 2000, *Diversitatea, distribuţia şi dinamica comunităţilor de copepode (Copepoda) în relaţie cu factorii de mediu din Lacul Ştiucii (Rezervaţie Naturală din judeţul Cluj)*, Teză de disertaţie, Universitatea „Babeş-Bolyai", Facultatea de Biologie şi Geologie, Cluj-Napoca
54. Einsle, U., 1993, *Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida*, în: Susswasserfauna von Mitteleuropa, 8/4-1, Gustav Fischer Verlag, 1-208
55. Elgmork, K., 1985, *Prolonged life cycles in the planktonic copepod Cyclops scutifer Sars*., Verh. Internat. Verein. Limnol., **22**, 3154-3158
56. Elser, M.M., von Ende, C.N., Sorranno, P., Carpenter, S.R., 1987, *Chaoborus populations: response to food web manipulations and potential effects on zooplankton communities*, Can. J. Zool., **65**, 2846–2852
57. Enăceanu, V., Brezeanu, G., 1970, *Repartiţia şi componenţa florei şi faunei Dunării de la izvoare la vărsare*, *1. Fauna*, Hidrobiologia, Bucureşti, **11**, 227-264
58. Fernandez, J.A., Niell, F.X., Lucerna, J., 1985, *A rapid and sensitive automated determination of phosphate in natural waters*, Limnol. Oceanogr., **30**, 227-230
59. Floca, L., Sorocovschi, V., Mihăiescu, R., Persecă, M., Vescan, I., Floca, D.L., 1998, *Aspecte privind trăsăturile hidrologice şi fizico-chimice ale iazurilor din Câmpia Transilvaniei (Valea Fizeşului)*, Stud. Univ. „Babeş-Bolyai", Geogr., **XLIII**(2), 43-51
60. Flössner, D., 1967, *Beitrag zur Kenntnis der Cladoceren – und Copepodenfauna des Donaudeltas*, Limnofauna (Berlin), **5**(2), 223-250
61. Flössner, D., 1972, *Kiemen – und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura*, Tierwelt Deutschlands, **60**, Jena, 1-501
62. Froese, R., Pauly, D. (red.), 2009, *FishBase*, World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2009)
63. Galbraith, M.G., 1966, *Size-selective predation of Daphnia by rainbow trout and yellow perch*, Trans. Am. Fish. Soc., **96**, 1-10
64. Gannon, J.E., 1972, *Effects of eutrophication and fish predation on recent changes in zooplankton crustacea species composition in Lake Michigan*, Trans. Amer. Micros. Soc., **91**(1), 82-84

65. García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 2000a, *Rudd (Scardinius erythrophthalmus) introduced to the Iberian Peninsula feeding ecology in Lake Banyoles*, Hydrobiologia, **436**, 159-16,
66. García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 2000b, *Food of introduced pumkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation*, J. Fish Biol., **57**, 29-40
67. Gebhardt, A., 1932, *Ökologiai és faunisztikai vissgálatok a Zenoga medencében*, Állat. Közlem., Budapest, **19**, 1-2, 42-59
68. Gelei, J., 1909, *A Szent-Anna tó*, Föld. Közlem., Budapest, **37**(5), 177-201
69. Gerasimova, T.N., Pogozhev, P.I., 2002, *Reduction of the trophic status of a water body with the use of large-size zooplankton*, Water Resources, **29**(4), 412-421
70. Gilbert, J.J., 1995, *Rotifera*, în: Adiyodi, K.G., Adiyodi, K.G., (red.), Reproductive biology of invertebrates. 6A. Asexual propagation and reproductive strategies, Oxford IBH Publ., New Delhi, 231-236
71. Gîştescu, P., 1963, *Lacurile din R.P.R.- geneză şi regim hidrologic*, Ed. Acad., Bucureşti
72. Gliwicz, Z.M., 1969, *Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy*, Ekol. Pol., **17A**, 663-708
73. Gliwicz, Z.M., 1977, *Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake*, Ekol. Pol., **25**, 179-225
74. Gliwicz, Z.M., 1990, *Why do cladocerans fail to control algal blooms?*, Hydrobiologia, **200/201**, 83-97
75. Gliwicz, Z.M., Lampert, W., 1990, *Food thresholds in Daphnia species in the absence and presence of blue-green filaments*, Ecology, **71**, 691-702
76. Greenhalgh, M., 2003, *The pocket guide to freshwater fish of Britain and Europe*, Octopus Publishing, London, 1-192
77. Gudasz, C., 2004, *Diversitatea, dinamica şi producţia primară a fitoplanctonului din Lacul Ştiucii (Rezervaţie Naturală, Judeţul Cluj)*, Teză de doctorat, Universitatea "Babeş-Bolyai", Facultatea de Biologie şi Geologie, Cluj-Napoca, 1-181
78. Gustafsson, S., Hansson, L-A., 2004, *Development of tolerance against toxic cyanobacteria in Daphnia*, Aquat. Ecol., **38**, 37-44
79. Gyllström, M., Hansson, L.A., 2004, *Dormancy in freshwater zooplankton: induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling*, Aquat. Sci., **66**, 274-295
80. Haney, J.F., Hall, D.J., 1973, *Sugar-coated Daphnia: a preservation technique for Cladocera*, Limnol. Oceanogr., **18**(2), 331-333
81. Hansen, A.M., Jeppesen, E., 1992, *Life cycle of Cyclops vicinus in relation to food availability, predation, diapause and temperature,* J. Plankton Res., **14**, 591-605
82. Hansen, A.M., Santer, B., 2003, *The life cycle of Cyclops vicinus in Lake Søbygård: new aspects derived from sediment analyses*, Hydrobiologia, **510**, 17-21
83. Hansson, L-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P-A., Søndergaard, M., Strand, J., 1998, *Biomanipulation as an application of food-chain theory; constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes*, Ecosystems, **1**, 558-574
84. Hartmann, O., 1915, *Rotatorien, Copepoden und Cladoceren aus der Bukowina*, Verh. Zool. Bot. Ges., **65**, 5-6, 231-237
85. Hietala, J., Korpelainen, H., Sarvala, J., 2000, *Do cyanobacterial blooms alter community structure of cladoceran zooplankton?*, Verh. Internat. Verein. Limnol, **27**, 1040-1043
86. Hillbricht-Ilkowska, A., 1977, *Trophic relations and energy flow in pelagic plankton*, Pol. Ecol. St., **3**, 3–98
87. Holland, M., Whigman, D.F., Gopal, B., 1990, *The characteristics of wetland ecotones, Management of aquatic - terrestrial ecotones,* Parthenon Publishing Group - New Jersey

88. Hurlburt, H.S., 1938, *Copepods observed preying on first instar larva of Anopheles quadrimaculatus*, J. Parasit., **24**, 281
89. Hutchinson, G.E., 1975, A *treatise on limnology, part 2 – Chemistry of lakes*, John Wiley&Sons, New York
90. Iepure, S., 2001, *Cyclopides des Monts Apuseni. I. Acanthocyclops plesai n. sp. et Acanthocyclops balcanicus bisaetosus n. ssp. (Crustacea, Copepoda)*, Stud. Univ. „Babeş-Bolyai", Biol., **2**, 31-41
91. Iepure, S., 2007, *Ordinul Cyclopoida*, în: Moldovan, O.T, Cîmpean, M., Borda, D., Iepure, S., Ilie, V. (red.), Lista Faunistică a României (specii terestre şi de apă dulce), Proiect Fauna Europaea, Institutul de Speologie "Emil Racoviţă", Ed. Casa Cărţii de Ştiinţă, Cluj-Napoca, 89
92. Ionescu, A., 1976, *Contribution à la connaissance de la faune de la Plaine Roumaine, entre le Siret, le Danube et la Ialomiţa. Ord. Cladocera*, Trav. Mus. Hist. Nat. "Gr. Antipa", **17**, 203-209
93. Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., 1999, *Trophic dynamics in turbid and clear water lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity*, Hydrobiologia, **408/409**, 217-231
94. Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kairesalo, T., Perrow M.R., 1998, *Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes*, în: Jeppesen, E., Sondergaard, M., Sondergaard, M., Christoffersen, K. (red.), The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes, Springer, New York, 91-114
95. Kairesalo T., Penttilä, S., 1990, *Effect of light and water flow on the spatial distribution of littoral Bosmina longispina Leydig (Cladocera)*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **24**, 682-687
96. Kertész, M., 1890, *A Nagyváradi közönséges és meleg álló vizek górcsövi állatvilaga*, în: Bunytay Vincze, Nagzvárad Temészetrajza, Budapest, **VI**, 245-268
97. Kobari, T., Ban, S., 1998, *Life cycles of two limnetic cyclopoid copepods, Cyclops vicinus and Thermocyclops crassus in two different habitats*, J. Plankton Res., **20**, 1073–1086
98. Lampert, W., 1977, *Studies on the carbon blance of Daphnia pulex as related to environmental conditions, III. Production and Production efficiency*, Arch. Hydrobiol. Beih., **48**, 336-360
99. Lampert, W., 1987, *Predictability in lake ecosystems: the role of biotic interactions*, în: Schulze, E.D., Zwölfer, H. (red.), Potentials and limitations of ecosystem analysis, Springer-Verlag, Heidelberg, 333–346
100. Lampert, W., 1994, *Phenotypic plasticity in the size at first reproduction in Daphnia magna*, Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, **25**, 2362-2365
101. Lampert, W., 1997, *Zooplankton research: the contribution of limnology to general ecological paradigms*, Aquat. Ecol., **31**, 19-27
102. Lampert, W., Gabriel, W., Rothhaupt, K.O., 1992, *Ecophysiological models: A tool for understanding interactions in freshwater communities?*, Verh. Dtsch. Zool. Ges, **85**(2), 95-110
103. Lampert, W., Sommer, U., 2007, *Limnoecology*, Ed. 2, Oxford University Press, Oxford, 1-324
104. Larsson, P., Hobaek, A., 1988, *Production of males in daphnids*, Abstract, Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, **23**, 2062
105. Lathrop, R.C., Carpenter S.R., Robertson, D.M., 2000, *Interacting factors causing exceptional summer water clarity in Lakes Mendota and Monona*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **27**, 1776-1779
106. Liebmann, H., 1962, *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie*, Oldenbourg, München

107. Liljendahl-Nurminen, A., Horppila, J., Eloranta, P., Malinen, T., Uusitalo, L., 2002, *The seasonal dynamics and distribution of Chaoborus flavicans larvae in adjacent lake basins of different morphometry and degree of eutrophication*, Freshwat. Biol., **47**, 1283–1295
108. Lynch, M., 1979, *Predation, competition and zooplankton community structure: an experimental study*, Limnol. Oceanogr., **24**, 253-272
109. Mac, I., Idu, P.D., Maier, A., Ciangă, N., Sorocovschi, V., 1987, *Cîmpia Transilvaniei*, în: Oancea, D., Velcea, V., Caloianu, N., Dragomirescu, Ş., Dragu, G., Mihai, E., Niculescu, G., Sencu, V., Velcea, I. (red.), Geografia României III. Carpaţii Româneşti şi Depresiunea Transilvaniei, 541 – 558
110. Maitland, P.S., Campbell, R.N., 1992, *Freshwater fishes of the British Isles*, Harper Collins Publishers, London., 1-368
111. Malley, D.F., Chang, P.S.S., Findlay, D.L., Linsey, G.A., 1988, *Extreme perturbation of the zooplankton community of a small Precambrian Shield lake by the addition of nutrients*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **23**, Stuttgart, 2237-2247
112. Manley, B.F., Miller, J.P., Cook, L.M., 1972, *Analysis of a selective predation experiment*, American Naturalist, **106**, 719–736
113. Manley, B.F., McDonald, L.L., Thomas, D.L., 1993, *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*, Chapman and Hall, London
114. Mara, G., 2000, *Compoziţia pe specii şi dinamica sezonieră a comunităţilor de cladocere în relaţie cu factorii de mediu din Lacul Ştiucii (Rezervaţie Naturală, Judeţul Cluj)*, Teză de disertaţie, Universitatea „Babeş-Bolyai", Facultatea de Biologie şi Geologie, Cluj-Napoca
115. Margaritora, F.G., 1972, *Sulla presenza di Ctenodaphnia Dybowski e Grochowski 1895 nelle acque astatiche della Sardegna*, Rendiconti, Milano, **106**, 36-49
116. McNaugh, D.C., 1975, *A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication*, Verh. Int. Ver. Limnol., **19**, 724-731
117. Mcqueen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L., 1986, *Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems*, Can. J. Fish. Aquat. Sci., **43**, 1571-1581
118. Menzel, D.H., Corwin, N., 1965, *The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation*, Limnol. Oceanogr., **10**, 280-282
119. Michaloudi, E., 2005, *Dry weights of the zooplankton of Lake Mikri Prespa*, Belg. J. Zool., **135**(2), 223-227
120. Mirabdulaev, I.M., Defaye, D., 2002, *On the taxonomy of the Acanthocyclops robustus species complex (Copepoda, Cyclopidae) 1. Acanthocyclops robustus (G. O. Sars, 1863) and Acanthocyclops trajani sp. n.*, Selevinia, **1–4**, 7–20
121. Moiseenko, T.I., 2005, *Ecotoxicological approach to water quality assessment*, Wat. Res., **32**(2), 163-174
122. Momeu, L., Chişe, C., Péterfi, L.Ş., 2006, *Planktonic algae of the Ţaga Mare fishpond (Cluj County, România)*, Contrib. Bot., Cluj-Napoca, **XLI**(2), 156-165
123. Moss, B. D., Stephen Alvarez, C., Becares, E., Van De Bund, W., Collings, S. E, Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R. J. M., Garía-Criado, F., Gross, E. M., Gyllström, M., Hansson, L.A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Ott, H. I., Peczula, W., Peeters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewersen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vincente, E., Wilson, D., 2003, *The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive*, în: Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst., **13**(6), 507-549

124. Motaş, C., Orghidan, T., 1948, *Quelques Cladocères recueillis dans l'eau phrêatique*, Not. Biol., Bucureşti, **6**, 1-2, 123-129
125. Næss, T., Nilssen, J.P., 1991, *Diapausing fertilized adults a new pattern of copepod life cycle*, Oecologia, **86,** 368–371
126. Negrea, Ş., 1962, *Conspectul faunistic şi chorologic al cladocerilor (Crustacea, Cladocera) din R.P.R.*, în: Probleme de biologie, Ed. Acad. R.P.R., 403-511
127. Negrea, Ş., 1966, *Contribuţii critice la cunoaşterea cladocerilor (Crustacea) din Transilvania existenţi în colecţia lui E. Daday (1884) din Cluj*, St. Cerc. Biol. Zool., Bucureşti, **18**, 305-313
128. Negrea, Ş., 1971, *Dinamica populaţiilor de cladoceri din complexul de bălţi Crapina-Jijila (Zona inundabilă a Dunării)*, Teză de doctorat, Bucureşti
129. Negrea, Ş., 1983a, *Cladocera*, în: Fauna Republicii Socialiste România, **IV**(12), Ed. Acad. R.S.R., Bucureşti, 1-399
130. Negrea, Ş., 1983b, *Sur les populations de Daphnia galeata Sars, 1864, et Daphnia rosea Sars, 1862 (Cladocera, Daphniidae) de Roumanie*, Hidrobiologia, **18**, Ed. Acad. R.S.R., 77-92
131. Negrea, Ş., 1994, *Cladocera*, în: Encyclopaedia Biospeologia, Fabbro Saint-Girons, France, **1**, 99-104
132. Negrea, Ş., 2002, *Ordo Cladocera*, în: Godeanu, S.P. (red.), Determinatorul ilustrat al florei şi faunei României, Diversitatea lumii vii, 2, Ed. Bucura Mond, Bucureşti, 403-415
133. Negrea, Ş., 2007, *Subordinul Cladocera*, în: Moldovan, O.T, Cîmpean, M., Borda, D., Iepure, S., Ilie, V. (red.), Lista Faunistică a României (specii terestre şi de apă dulce), Proiect Fauna Europaea, Institutul de Speologie "Emil Racoviţă", Ed. Casa Cărţii de Ştiinţă, Cluj-Napoca, 84-85
134. Negrea, Ş., Negrea, A., 1975, *Ecologia populaţiilor de cladoceri şi gasteropode din zona inundabilă a Dunării*, Ed. Acad. R.S.R., 1-232
135. Negrea, Ş., Botnariuc, N., Dumont, H.J., 1999, *On the phylogeny, evolution and classification of the Branchiopoda (Crustacea)*, Hydrobiologia, **412**, 191-212
136. Negrea, Ş., Negrea, A., Ardelean, A., 2004, *Biodiversitatea în mediile subterane din România*, "Vasile Goldiş" Univ. Press, Arad, 1-248
137. Nilssen, J.P., 1978, *On the evolution of life histories of limnetic cyclopoid copepods*, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., **36**, 193-214
138. Onciu, T.M., Radu, A., 2006, *Retezat Mountains (Romania) glacial lakes zooplankton biodiversity*, în: Bănăduc, D., Sîrbu, I., Curtean-Bănăduc, A. (red.), The Retezat National Park, Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research, Sibiu, **3**, 49-60
139. Orghidan, T., Negrea, Ş, 1959, *Eine neue Cladocera-Form in der Rumänischen V.R.: Macrothrix arctica G.O. Sars var. carpatica n.var.*, Zool. Anz., **162**, 5-6, 176-183
140. Otsuki, A., Wetzel, R.G., 1974, *Calcium and total alkalinity budgets and calcium carbonate precipitation of a small hardwater lake*, Arch. Hydrobiol., **73**, 14-30
141. Pace, M.L., Orcutt, J.D., 1981, *The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community*, Limnol. Oceanogr., **26**(5), 822-830
142. Paine, R.T., 1980, *Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure*, J. Anim. Ecol., **49**, 667-685
143. Pandi, G., 2000, *Reactualizări ale studiului hidrologic al Fizeşului Mijlociu*, Stud. Univ. "Babeş-Bolyai", Geogr., **2**, Cluj-Napoca
144. Petcu, M., 1976, *Sistematica şi ecologia cladocerilor în ansamblul formării şi dezvoltării zooplanctonului din lacul de baraj de la Porţile de Fier*, Teză de doctorat, Inst. Şt. Biol., Bucureşti, 1-195

145. Petcu, M., 1981, *Variaţii ale valorilor biomasei unor specii de cladoceri în funcţie de raportul pe grupe de vîrstă,* în: Botnariuc, N. (red.), Producţia şi productivitatea ecosistemelor acvatice, Ed. Acad. R.S.R., Bucureşti, 148-153
146. Péterfi, L.Ş., Marton, A., Bucur, N., 1981, *Productivitatea primară planctonică în cîteva ecosisteme acvatice din Transilvania (1974-1977)*, în: Botnariuc, N. (red.), Producţia şi productivitatea ecosistemelor acvatice, Ed. Acad. R.S.R., Bucureşti, 57-63
147. Péterfi, Ş., Róbert, A., Nagy-Tóth, F., 1960, *Flora algologică a unor lacuri din Cîmpia Transilvaniei*, Stud. Univ. "Babeş-Bolyai", Biol., **2**, 23-45
148. Peters, R.H., Downing, J.A., 1984, *Empirical analysis of zoolankotn filtering and feeding rates*, Limnol. Oceanogr., **29**, 763-784
149. Petrescu, M., Dinu, C., Radu, A., Cuzic, V., 2003, *The monitoring of the fluvial lakes from south-western Dobrogea*, St. Cercet. Şt., Biol., Univ. Bacău, **8**, 193-197
150. Plasmann, T., Maier, G., Stich, H.B., 1997, *Predation impact of Cyclops vicinus on the rotifer community in Lake Constance in spring*, J. Plankton Res., **19,** 1069-1079
151. Pleşa, C., 1956, *Contribuţii la fauna Cyclopidelor (Crustacee, Copepode) din R.P.R.*, Anal. Inst. Cercet. Pisc., **I**, 363-372
152. Pleşa, C., 1957, *Contribuţii critice asupra Cyclopidelor (Crustacee, Copepode) din Transilvania descrise de Eug. Daday*, St. Cerc. Biol., Ed. Acad. R.P.R., **VIII**, 1-2, 217-224
153. Pleşa, C., 1958, *Conspectul sistematic al Cyclopidelor (Crustacee, Copepode) cunoscute pînă în prezent din R.P.R.,* Stud. Univ. Babeş - Bolyai, **III**(7), 137-150
154. Pleşa, C., Müller, G.I., 2002, *Class Copepoda (Copepode)*, în: Godeanu S.P. (red.), Diversitatea lumii vii, Determinatorul ilustrat al florei şi faunei României, II – Apele Continentale, Partea 2, Ed. Bucura Mond, Bucureşti, 429-457
155. Pop, G., 2001, *Depresiunea Transilvaniei*, Presa Univ. Clujeană, Cluj-Napoca
156. Pop, I., Cristea, V., Hodişan, I., 2002, *Vegetaţia judeţului Cluj (Studiu fitocenologic, ecologic, bioeconomic şi eco-protectiv)*, Contrib. Bot., Cluj-Napoca, **35**, 5-254
157. Popescu, V., 1963, *Studiul hidrobiologic al braţului Sulina*, Hidrobiologia, Bucureşti, **4**, 215 – 255
158. Popovici-Bîznoşanu, A., Ionescu, M., Bogoescu C., 1941, *La faune d'un „Crov"de la région alpine du massif Bucegi (Carpathes Roumains)*, Comptes rendus des séances de l'Academie des Sciences de Roumanie, **VI**(4-6), 320
159. Popescu-Marinescu, V., 1977, *Zooplanctonul zonei de vărsare a braţelor Dunării şi avandeltei, în perioada 1970-1973*, Peuce (Zool.), Tulcea, **V**, 9-24
160. Por, F., 1957, *Populationsökologische Untersuchungen an den Copepoden des Beckens Sf. Ana und Mohoş*, Trav. Mus. Hist. Nat. "Gr. Antipa", **I**, 147-181
161. Porter, K.G., 1975, *Viable gut passage of gelationus green algae ingested by Daphnia*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **19**, 2840-2850
162. Pricope, F., 1999, *Hidrobiologie*, Ed. Ion Borcea, Bacău, 1-208
163. Puiu, S., 1980, *Pedologie*, Ed. Ceres, Bucureşti
164. Radu, A., Onciu, T.M., 2004, *Zooplanctonul din braţele moarte ale Oltului*, St. Cercet. Şt. Nat. Muz., Delta Dunării, Ed. NereaMia Napocae, **II**, Tulcea, 39-44
165. Ravera, O., 1977, *Effects of eutrophication of the zooplankton of a subalpine lake: Lake Lugano*, Proc. Seminar Lake Pollution Prevention by Eutrophication Control, Killarney, Ireland
166. Ravera, O., 1996, *Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes*, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., **54**, 195-212
167. Ricci, C., Segers, H. (red.)., 2004, *Rotifera*, Fauna Europaea version 1.1, http://www.faunaeur.org

168. Riessen, H.P., 1994, *Morphological response of Daphnia to Chaoborus predation*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **25**, Stuttgart, 2382-2386
169. Rigler, F.H., 1971, *Feeding rates: zooplankton*, în: Edmondson, W.T., Winberg G.G. (red.), Secondary productivity in fresh waters, IBP Handbook 17, Blackwell, 228- 255
170. Rosen, R.A., 1981, *Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton*, J. Freshwat. Ecol., **1**(2), 225-229
171. Ross, P.E., Munawar, M., 1981, *Preference for nannoplankton size fractions in Lake Ontario zooplankton grazing*, J. Great Lakes Res., **7**(1), 65-67
172. Rudescu, L., 1960, *Fauna RPR, Trochelminthes, Rotatoria*, **II**(2), Ed. Acad. R.P.R., Bucureşti
173. Rujinschi, C., 1975, *Studiul ecologic al crustaceelor planctonice din lacul de acumulare Bicaz*, Teză de doctorat, Universitaea Bucureşti, Facultatea de Biologie, Bucureşti, 1-169
174. Rujinschi, R.I., 1978, *Dinamica zooplanctonului lacurilor de acumulare de pe Valea Bistriţei, cu referiri speciale asupra rotiferelor*, Teză de doctorat în biologie, Institutul de Ştiinte Biologice, Bucureşti, 1-166
175. Santer, B., 1993, *Potential importance of algae in the diet of adult Cyclops vicinus*, Freshwat. Biol., **30**, 269-278
176. Santer, B., Lampert, W., 1995, *Summer diapause in cyclopoid copepods: adaptive response to a food bottleneck?*, J. Anim. Ecol., **64**, 600–613
177. Savage, R. E., 1931, *The relation between the feeding of the herring off the east coast of England and the plankton of the surrounding waters*, Fishery Investigations, Ministry of Agriculture Food and Fisheries, **2**(12), 1–88
178. Săndulache, A., 1963, *Lacurile dulci din Câmpia Transilvaniei*, Ministerul Învăţământului, Inst. Pedagogic Oradea
179. Săndulache, A., 1970, *Lacurile dulci din Câmpia Transilvaniei*, Instit. Pedagogic Oradea
180. Schaffner, W.R., Hairston, N.G., Howarth, R.W., 1994, *Feeding rates and filament clipping by crustacean zooplankton consuming cyanobacteria*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **25**, Stuttgart, 2375-2381
181. Schreiber, W.E., Drăguţ, L., Man, T.C. (red.), 2003, *Analiza peisajelor geografice din partea de vest a Câmpiei Transilvaniei*, Presa Univ. Clujeană, Universitatea „Babeş-Bolyai", Cluj-Napoca, 1-135
182. Shapiro, J., Lamarra, V., Lynch, M., 1975, *Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration*, în: Brezonik, P.L., Fox, J.L. (red.), Proceedings of a symposium on water quality management through biological control, January 23-30, 1975, Gainesville, University of Florida, 85-96
183. Sládeček, V., 1973, *System of water quality from the biological point of view*, Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol., **7**, 1-218
184. Sládeček, V., 1983, *Rotifers as indicators of water quality*, Hydrobiologia, **100**, 169-201
185. Smakulska, J., Gorniak, A., 2004, *Morphological variation in Daphnia cucullata Sars with progressive eutrophication of a polymictic lowland reservoir*, Hydrobiologia, **526**, 119-127
186. Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W., Duncan, A., 1986, *The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters*, Arch. Hydrobiol., **106**, 433-471
187. Sørensen, T., 1948, *A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons*, Biologiske Skrifter, **5**(4),1-34
188. Sorocovschi, V., 2005, *Câmpia Transilvaniei, Studiu hidrogeografic*, Ed. Casa Cărţii de Ştiinţă, Cluj-Napoca, 1-212

189. Sorocovschi, V., Şerban, G., Kolozsvári, A., 2000, *Iazurile de pe Valea Sicului – Cîmpia Transilvaniei*, a IVa Ediţie a Conferinţei Regionale de Geografie „Cercetări Geografice în Spaţiul Carpato-Danubian - Regionalism şi Integrare: Cultură, Spaţiu, Dezvoltare", Timişoara
190. Spandl, H., 1926, *Die Tierwelt vorübergehender Gewässer Mitteleuropas*, Arch. Hydrobiol., **16**, 74-132
191. Starkweather, P.L., 1980, *Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers*, Hydrobiologia, **73**, 63-72
192. Sterner, R.W., Schulz, K.L, 1998, *Zooplankton nutrition: recent progress and a reality check*, Aquat. Ecol., **32**, 261-279
193. Steward, A.J., Wetzel, R.G., 1986, *Cryptophytes and other microflagellates as couplers in planktonic community dynamics*, Arch. Hydrobiol., **106**, 1-19
194. Strickler, J.R., 1977, *Observation of swimming performances of planktonic copepods*, Limnol. Oceanogr., **22**, 165–170
195. Szilády, Z., 1901, *A Retyezáti tavak alsóbbrendű rákjai*, Math. Termeszet. Ért. Budapest, **18**(5), 371-394
196. Şerban, M., 1960, *La neotenie et la probleme de la taille chez les Copepodes*, Crustaceana, **I**(2), 77-83
197. Şerban, G., Sorocovschi, V., 2003, *Lacul Ştiucii – Cîmpia Transilvaniei*, Stud. Univ. "Babeş-Bolyai", Geogr., **XLVIII**(1), 47-54
198. Taylor, W.D., Sanders, R.W., 1991, *Protozoa*, în: Thorp, J.H., Covich, A.P. (red.), Ecology and classification of North American freshwater invertebrates, Acad. Press, San Diego, 37-93
199. Teodorescu, L., 1995, *Biodiversitatea copepodelor planctonice în succesiunea ecologică a ecosistemelor lacustre din Delta Dunării*, Anal. St. INDD, Tulcea, **IV**(1), 157-160
200. Ter Braak, C. J. F., 1986, *Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis*, Ecology, **67**(5), 1167-1179
201. Török, L., Radu, A., 2007, *The analysis of the records of zooplankton species from the Danube Delta Biosphere Reserve*, Sc. Annals of DDI, Tulcea, **13**, 111-122
202. Török, L., Ibram, O., Tudor, M., Doroftei, M., Năstase, A., Staraş M., Teodorof, L., Dumitru, R., 2008, *Contribution to the assessment of ecological status in some of the lakes of the Danube Delta according to the European Water Framework Directive*, Sc. Annals of DDI, Tulcea, **14**, 93-98
203. Tudor, M., 2005, *The diversity of zooplankton in two restored wetlands in the Danube Delta*, în: Anthropogenic influence on wetlands biodiversity and sustainable management of wetlands, Warsaw, 145 – 155
204. Uhlmann, D., 1954, *Zur Kenntnis der natürlichen Nahrung von Daphnia magna und Daphnia pulex*, Z. Fischer N.F., **3,** 449-478
205. Vanni, M.J., Temte, J., 1990, *Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake*, Limnol. Oceanogr., **35**(3), 697-709
206. Vădineanu, A., Marinescu, C., 1981, *Aspecte ale bugetului energetic la Daphnia pulex*, în: Botnariuc, N. (red.), Producţia şi productivitatea ecosistemelor acvatice, Ed. Acad. R.S.R., Bucureşti, 154-162
207. Vinni, M., Horppila, J., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Nyberg, K., 2000, *The food, growth and abundance of five co-existing cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality*, Aquat. Ecol., **34**, 421–431
208. Vuille, T., 1991, *Abundance, standing crop and production of microcustacean populations (Cladocera, Copepoda) in the littoral zone of Lake Biel, Switzerland*, Arch. Hydrobiol., **123**(2), 165-185

209. Walz, N., 1995, *Rotifer populations in plankton communities - Energetics and life history strategies*, Experientia, **51**, 437-453
210. Watanabe, T., Kitajima, C., Fujita, S., 1983, *Nutritional values of live organism used in Japan for mass propagation of fish: a review*, Aquaculture, **34**, 115-143
211. Werner, E.E., 1974, *The fish size, prey size, handling time relation in several sunfishes and some implications*, J. Fish. Res. Bd. Can., **31**, 1531-1536
212. Wetzel, R.G., 2001, *Limnology, Lake and river ecosystems*, Ed. 3, Acad. Press, San Diego, 1-1006
213. Williamson, C.E., 1983, *Behavioral interactions between a cyclopoid copepod predator and its prey*, J. Plankton Res., **5**(5), 701-711
214. Zadereev, Y.S., 2003, *Maternal effects, conspecific chemical cues, and switching from parthenogenesis to gametogenesis in the cladoceran Moina macrocopa*, Aquat. Ecol., **37**, 251-255
215. Zelinka, M., Marvan, P., 1961, *Zur Präzisierung der biologische Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer*, Arch. Hydrobiol., **57**, 389-407
216. Zinevici, V., 1971, *Variaţii calitative şi cantitative ale zooplanctonului în zone de stufărie din Delta Dunării*, Peuce, St. Com. de Şt. Nat., Tulcea, **1**, 289 – 298
217. Zinevici, V., Parpală, L., 2006, *The zooplankton structure and productivity in Danube Delta lacustrine ecosystems*, în: Tudorancea C., Tudorancea, M.M. (red.), Danube Delta Genesis and Biodiversity, Backhuys Publisher, Leiden, 177-210
218. Zinevici, V., Teodorescu, L., 1990, *Evoluţia productivităţii zooplanctonice în ecosisteme de tip lacustru din Delta Dunării sub impactul procesului de eutrofizare (per. 1975-1987),* St. Cerc. Biol., Biol. Anim., Bucureşti, **42**(2), 157-167
219. Zinevici, V., Prunescu-Arion, E., Teodorescu, L., 1984, *Daten betreffend das zooplankton der Donau aus der zone ihres eintritts ins Delta in der zeitspanne 1981-1983*, 23 Arbeitstagung der IAD, Szentendre, 103 – 106
220. ***, 1976, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Ed. 14), American Public Health Association, Washington, D.C.
221. ***, 1982, *Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control,* Paris
222. ***, 2000, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, Official Journal of the European Communities, 327/72
223. ***, 2006, Ordin de ministru nr. 31 din 15.03.2006, Manual pentru modernizarea şi dezvoltarea Sistemului de Monitoring Integrat al Apelor din România (SMIAR), Monitorul Oficial al României, Bucureşti, partea I, nr. 234bis
224. ***, 2006, Ordin nr. 161 din 16.02.2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calităţii apelor de suprafaţă în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă, Ministerul Mediului şi Gospodăririi Apelor, Monitorul Oficial al României, Bucureşti
225. ***, 2009, **PAST version 1.94b,** copyritht Hammer and Harper 1999-2009
226. ***, 2009, **XLSTAT version 2009.4.03,** copyright Addinsoft 1995-2009, trial version, http://www.xlstat.com

ISBN: 978-606-37-0322-5